



Titre: Biodégradabilité de la matière organique "non biodégradable" des
Title: eaux usées

Auteur: Carl Graham
Author:

Date: 2011

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Graham, C. (2011). Biodégradabilité de la matière organique "non biodégradable"
Citation: des eaux usées [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/758/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/758/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Yves Comeau
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

Biodégradabilité de la matière organique « non biodégradable » des eaux usées

CARL GRAHAM

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION

DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES

(GÉNIE CIVIL)

DÉCEMBRE 2011

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

**BIODÉGRADABILITÉ DE LA MATIÈRE ORGANIQUE
« NON BIODÉGRADABLE » DES EAUX USÉES**

Présenté par : GRAHAM Carl

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. CHAOUKI Jamal, Ph. D., président

M. COMEAU Yves, Ph. D., membre et directeur de recherche

M. DOLD Peter, Ph. D., membre

REMERCIEMENTS

Au-delà du courage et de l'énergie que ce projet de retour aux études a nécessités, de nombreuses personnes dans mon entourage immédiat, à l'École Polytechnique et ailleurs auront contribué au succès de cette entreprise. Je tiens à leur exprimer toute ma reconnaissance.

Dans un premier temps, je souhaite remercier Yves Comeau, mon directeur de recherche, qui, au cours des deux dernières années, m'a pleinement soutenu dans toutes les phases de réalisation de ce projet de recherche. Il aura été d'une disponibilité sans faille pour m'orienter et me conseiller à chaque moment opportun, tout en me faisant pleinement confiance pour la réalisation de l'ensemble des opérations.

Mon collègue Abdellah Ramdani, qui est à l'origine de la méthodologie de travail mise de l'avant dans ce projet, a pris sur lui d'encadrer mes premiers pas. Malgré des obligations d'ordres familial et académique fort prenantes, j'en suis convaincu, Abdellah a toujours trouvé le temps de revoir avec moi certains aspects du projet. Encore dernièrement, lors de la rédaction de ce mémoire, il était au bout du fil en direct du Maroc...

Je dois assurément remercier l'équipe de techniciens de laboratoire du LGE, Denis Bouchard, Marie Ferland et Mélanie Bolduc, sans oublier Yves et Mireille (CREDEAU). Ils ont été d'un grand soutien (et d'une grande patience), particulièrement lors de la période d'opération de mes réacteurs pour me conseiller, m'aider et prendre charge de nombreuses analyses de laboratoire. Mille pardons Denis pour ces heures supplémentaires dont je suis assurément responsable, en partie du moins.

Je tiens aussi à remercier les partenaires techniques et financiers de ce projet (John Meunier, Veolia Eau, CRSNG, EnviroSim) qui n'aurait définitivement pas été possible sans leur intérêt et leur contribution dans les travaux du LGE. Un remerciement sincère aussi à Peter Dold pour son implication et ses conseils dans la réalisation de mon projet particulièrement.

Finalement, merci à vous mes collègues, mes amis et les membres de ma famille pour votre appui et vos encouragements au cours de ces deux dernières années. Un remerciement encore plus spécial à Marine, ma conjointe, pour sa très grande compréhension face aux obligations d'entretien de mes deux maîtresses exigeantes, MDU#1 et MDU#2.

Pour votre aide, votre dévouement et votre compréhension, vous avez toute ma gratitude.

C. Graham

RÉSUMÉ

La composition des eaux usées est complexe et variée. Pour la qualifier, une eau usée sera fractionnée par catégorie de polluants selon qu'ils soient solubles (S), ou particuliers (X), ou encore biodégradables ou non biodégradables. Une de ces fractions est la matière particulaire organique non biodégradable provenant de l'affluent ($X_{U,inf}$). Malgré sa constitution organique, cette fraction est considérée non biodégradable, étant donné sa cinétique de dégradation particulièrement lente et les temps de séjour des boues relativement courts dans les systèmes de traitement des eaux usées conventionnels.

Il existe un manque de connaissance relativement au $X_{U,inf}$. Peu d'études à ce jour ont été réalisées sur la caractérisation et le taux de dégradation de cette composante. En fait, les quelques études disponibles portent avant tout sur le résidu endogène (X_E) auquel le $X_{U,inf}$ est assimilé sans distinction. Dans les circonstances, peu d'effort pour l'optimisation des procédés de traitement est orienté vers cette partie des eaux usées. Le $X_{U,inf}$ est alors pris en compte comme un solide qui contribuera directement à la production de boues qu'il faudra gérer, moyennant des coûts importants.

L'objectif de ce projet a donc consisté à évaluer le taux de dégradation du $X_{U,inf}$ (b_U) dans un contexte d'expérimentation contrôlée. Pour ce faire, des boues réelles en provenance d'une station d'épuration (STEP) ont été caractérisées, puis digérées au sein d'unités de digestion membranaire (MDU) pendant une période prolongée. Deux conditions d'aération ont été testées en parallèle, soit un MDU pleinement aéré et un MDU en condition de fermentation alternée.

Ainsi, la liqueur mixte de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts a été échantillonnée puis stabilisée par digestion aérobie. En parallèle à cette digestion, une mesure expérimentale du taux de dégradation de la biomasse hétérotrophe (b_H) a été réalisée. Avec ce b_H et les concentrations mesurées en MVES de la liqueur mixte avant et après digestion, la fraction de $X_{U,inf}$ composant l'affluent de la station (f_{UP}) a pu être calibrée. L'ensemble de cette information a alors permis de

déterminer la fraction active (F_A), la fraction de résidu endogène (F_E) et la fraction de $X_{U,inf}$ (F_U) composant la boue à être digérée.

Par la suite, chacun des MDU a été opéré pour une période d'environ 200 jours. Cette opération a consisté à alimenter de façon régulière les MDU avec la boue stabilisée tout en maintenant les conditions d'aération particulières prévues. Au cours de cette période, un suivi des matières volatiles en suspension (MVES) a aussi été réalisé sur une base régulière. En considérant le taux de dégradation du résidu endogène (b_E) déterminé récemment par Ramdani et al. (Submitted-a), la valeur de b_U , intégrée dans le bilan de masse modélisé sur les matières volatiles, a pu être calibrée en fonction des valeurs de MVES observées.

Pour le MDU opéré en mode de fermentation alternée, aucune conclusion n'a pu être tirée, en raison d'une série de complications au cours de la période d'opération. Cependant, ce travail a confirmé la lente biodégradabilité du $X_{U,inf}$ pour le MDU opéré en mode pleinement aéré. Toutefois, la méthode de caractérisation des boues présente des faiblesses, ayant été dans l'incapacité de confirmer expérimentalement une valeur plausible pour F_A . Malgré tout, la valeur estimée de b_U pour ce MDU devrait se trouver entre $0,005 \text{ d}^{-1}$ et $0,006 \text{ d}^{-1}$. Cette situation fait ressortir l'importance du choix des boues utilisées ou de la capacité à bien les caractériser dans le cadre de ce protocole expérimental.

Dans les circonstances, une reprise des travaux selon le même protocole est recommandée. Par contre, afin de permettre davantage de contrôle et de précision, il est suggéré de générer les boues en laboratoire avec un affluent d'eau usée réel. Il est aussi recommandé de revoir certains aspects liés à la conception du pilote ainsi qu'au mode d'opération des MDU.

ABSTRACT

Wastewater composition is complex and can vary a lot between various effluents. To categorize them, wastewater is fractionated according to whether its components are soluble (S) or particulate (X), and whether they are biodegradable or not. One of these fractions is the organic unbiodegradable particulate matter coming from the influent ($X_{U,Inf}$). Despite its organic constitution, this fraction is considered unbiodegradable at the typical sludge residence times used for wastewater treatment.

Very little is known about $X_{U,Inf}$. Very few studies to date were carried out on the characterization and degradation rate of this component. In fact, the studies available are primarily related to the endogenous residue fraction (X_E) to which the $X_{U,Inf}$ is assimilated without distinction. Under the circumstances, not much focus is put toward wastewater treatment process optimization. The $X_{U,Inf}$ is then taken into account as a solid which contributes directly to the production of sludge that will have to be managed at high costs.

The objective of this project consisted in determining the degradation rate of $X_{U,Inf}$ (b_U) within a controlled experimentation framework. With this intention, a sludge sample coming from the wastewater treatment plant (WWTP) of Sainte-Agathe-des-Monts was first characterized, then digested within membrane digestion units (MDU) for a period of about 200 days. Two aeration modes were tested in parallel, one MDU being continuously aerated and the other under alternated fermentation.

Thus, the WWTP mixed liquor of Saint-Agathe-des-Monts was sampled and then stabilized by aerobic digestion. In parallel of this digestion, an experimental determination of the heterotrophic biomass degradation rate (b_H) was carried out. With this b_H and the measured volatile suspended solid (VSS) concentrations of the mixed liquor before and after digestion, the fraction of $X_{U,Inf}$ composing the WWTP influent (f_{UP}) could be calibrated. With all this information then available, estimation of the active fraction (F_A), the endogenous residue fraction (F_E) and the $X_{U,Inf}$ fraction (F_U) composing the sludge was then possible.

Thereafter, each MDU was operated for a period of about 200 days. Their operation consisted in batch feeding the MDU on a regular basis (three times per week) with stabilized sludge while maintaining a specific aeration mode for the whole period. VSS were determined every two weeks. By assuming a constant value for the endogenous residue degradation rate (b_E) recently determined by Ramdani et al. (In press-a) the value of b_U , that appeared into the proposed mass balance model on volatile solids, could be calibrated with the values of observed VSS.

For the MDU operated in alternated fermentation mode, no conclusion could be made given that multiple operation problems occurred during the operation period. In the other hand, this work could confirm the slow biodegradability of the $X_{U, inf}$ for the MDU operated in continuous aeration mode. However, the method used for sludge characterization had weaknesses; no F_A could be confirmed experimentally and VSS could not be matched in fresh and digested sludge both at the same time. Anyhow, the value of b_U for this MDU is estimated between $0,005 \text{ d}^{-1}$ and $0,006 \text{ d}^{-1}$. This situation emphasizes the importance when using this experimental protocol in working with the right choice of sludge and ensuring that a good characterization is possible.

Under the circumstances, new experimentation following the same protocol is recommended. However, in order to allow more control and precision, it is suggested to generate sludge in laboratory with a real municipal effluent. It is also recommended to review certain aspects related to pilot design as well as the MDU operation mode.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	IX
LISTE DES TABLEAUX.....	XII
LISTE DES FIGURES.....	XIV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XVI
LISTE DES ANNEXES.....	XXI
INTRODUCTION.....	1
1.1 Problématique étudiée	1
1.2 Hypothèses scientifiques originales et objectifs de projet	3
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	5
2.1 Principes de traitement des eaux usées	5
2.1.1 Constituants et fractionnement d'une eau usée	6
2.1.2 Microorganismes d'un réacteur biologique.....	10
2.1.3 Origine et composition des boues	13
2.1.4 Mécanisme de production de boues	14
2.1.5 Éléments de modélisation.....	18
2.2 Minimisation de la production de boues	23
2.2.1 Approches de minimisation des boues	24
2.2.2 Les procédés à membrane	27
2.2.3 La digestion des boues	28
2.3 Biodégradabilité du X_E et du $X_{U,Inf}$	30

CHAPITRE 3	MATÉRIEL ET MÉTHODES	40
3.1	Boues d'alimentation.....	40
3.2	Montage expérimental.....	44
3.3	Mode d'opération	46
3.4	Programme d'analyses	49
3.5	Évaluation expérimentale du X_H et du b_H	51
3.6	Bilan de masse sur les matières volatiles	52
CHAPITRE 4	RÉSULTATS	55
4.1	Caractérisation des boues de la STEP	55
4.1.1	Données d'affluent	55
4.1.2	Temps de rétention des boues	57
4.1.3	Biomasse active (F_A) et taux de dégradation (b_H)	57
4.1.4	Analyses de laboratoire complémentaires.....	62
4.1.5	Fractionnement de la liqueur mixte.....	64
4.2	Caractérisation des boues d'alimentation des MDU	66
4.2.1	Fractionnement des boues après digestion	66
4.2.2	Suivi et contrôle des boues d'alimentation	67
4.3	Suivi d'opération des MDU	69
4.3.1	Suivi d'analyse des MDU	69
4.3.2	Difficultés d'opération et évènements particuliers.....	78
4.4	Bilan de masse sur les matières volatiles	80
4.4.1	Bilan de masse sur le MDU#1.....	80
4.4.2	Bilan sur le MDU#2	85
CHAPITRE 5	DISCUSSION	90

5.1	Synthèse des résultats.....	90
5.2	Validité des résultats	91
5.2.1	Caractérisation de la boue d'alimentation.....	91
5.2.2	Ajustement de niveau des MDU	92
5.2.3	Opération du MDU#1.....	93
5.2.4	Opération du MDU#2.....	93
5.3	Limites méthodologiques à l'interprétation	95
CONCLUSION		98
RÉFÉRENCES		101
ANNEXES		103

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1: Principaux constituants d'intérêt d'une eau usée.....	7
Tableau 2-2: Fractionnement de la DCO à l'affluent.....	8
Tableau 2-3: Composantes du matériel cellulaire.....	11
Tableau 2-4: Principaux éléments chimiques de la cellule.....	11
Tableau 2-5: Composantes des boues primaires et secondaires.....	14
Tableau 2-6 : Procédé de minimisation des boues.....	25
Tableau 2-7 : Avantages et désavantages de la digestion aérobie face à la digestion anaérobie ...	30
Tableau 2-8 : Sommaire des recherches sur la biodégradabilité du X_E et $X_{U,Inf}$	39
Tableau 3-1 : Consignes d'opération des MDU.....	49
Tableau 3-2 : Programme d'analyse des MDU.....	50
Tableau 4-1 : Données d'opération moyennes de la STEP Sainte-Agathe-des-Monts.....	56
Tableau 4-2 : Calcul du TRB – Données moyennes du 20 décembre 2010 au 1 ^{er} février 2011	57
Tableau 4-3 : Fraction active et taux de dégradation de la biomasse au sein de la liqueur mixte .	59
Tableau 4-4 : Calcul du fractionnement de la LM – Analyse de scénarios	61
Tableau 4-5 : Impact de la biomasse hétérotrophe à l'affluent sur le fractionnement de la LM ...	62
Tableau 4-6 : Résultats d'analyses de laboratoire de l'échantillonnage du 1 ^{er} février 2011.....	63
Tableau 4-7 : Données et paramètres de calcul du fractionnement de la LM.....	65
Tableau 4-8 : Fractionnement de la LM - STEP Sainte-Agathe-des-Monts	65
Tableau 4-9 : Fractionnement des boues d'alimentation	67
Tableau 4-10 : Échantillon de boues d'alimentation – Analyse des MVES	68
Tableau 4-11 : Boues d'alimentation décongelées – Résultats d'analyse.....	68
Tableau 4-12 : Analyse de filtrat du MDU#1 (moyennes).....	72
Tableau 4-13 : Bilan de masse sur le phosphore du MDU#1.....	73

Tableau 4-14 : Bilan de masse sur l'azote du MDU#1	74
Tableau 4-15 : Analyses de filtrat du MDU#2 (moyennes)	77
Tableau 4-16 : Bilan de masse sur le phosphore du MDU#2.....	77
Tableau 4-17 : Données de calcul du bilan de masse sur les matières volatiles – MDU#1	81
Tableau 4-18 : Étude de sensibilité – Calibration de b_U du MDU#1	84
Tableau 4-19 : Étude de sensibilité – Calibration de b_U du MDU#2	87

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1: Fractionnement de la DCO et fractions typiques d'une eau usée brute	9
Figure 2-2: Processus de respiration endogène	16
Figure 2-3: Processus de mort-régénération.....	17
Figure 2-4: Destruction des MVES en fonction de la fraction active	32
Figure 2-5 : Concentration de la LM du MBR à rétention complète	33
Figure 2-6 : Accumulation du biogaz - Digestion des boues secondaires, $b_E = 0$	34
Figure 2-7 : Accumulation du biogaz - Digestion des boues secondaires, $b_E = 0,0075 \text{ d}^{-1}$	35
Figure 2-8 : MLVSS en fonction du temps MBR 1 - Modèle ASM (A) et modifié (B).....	36
Figure 2-9 : MVES simulé et observé pour la digestion en cuvée de boues d'acétate	37
Figure 2-10 : MVES simulé et observé pour la digestion des boues d'acétate en MDU	38
Figure 3-1 : Schéma du montage expérimental.....	45
Figure 3-2 : Photo du montage expérimental.....	46
Figure 3-3 : Plage horaire et séquence d'opération – MDU#1	47
Figure 3-4 : Plage horaire et séquence d'opération – MDU#2	48
Figure 4-1 : Mesure du F_A et b_H par le suivi des MVES– Test #1	58
Figure 4-2 : Mesure du F_A et b_H par le suivi des MVES– Test #2	58
Figure 4-3 : Mesure du F_A et b_H par le suivi des MVES– Test #3	60
Figure 4-4 : Profil des MVES alimentées au MDU#1	69
Figure 4-5 : Profil de la DCO du MDU#1	70
Figure 4-6 : Profil des matières en suspension du MDU#1	71
Figure 4-7 : Profil des matières inorganiques en suspension du MDU#1.....	71
Figure 4-8 : Profil du TUO du MDU#1	72
Figure 4-9 : Profil des MVES alimentées au MDU#2	75

Figure 4-10 : Profil de DCO du MDU#2	75
Figure 4-11 : Profil des matières en suspension du MDU#2	76
Figure 4-12 : Profil des matières inorganiques en suspension du MDU#2.....	76
Figure 4-13 : Modélisation des MVES du MDU#1 si $b_E = b_U = 0 \text{ d}^{-1}$	82
Figure 4-14 : Modélisation des MVES du MDU#1 avec $b_E = 0,0065 \text{ d}^{-1}$ et $b_U = 0,0059 \text{ d}^{-1}$	83
Figure 4-15 : Modélisation des MVES du MDU#2 avec $b_E = b_U = 0,0000 \text{ d}^{-1}$	86
Figure 4-16 : Modélisation des MVES du MDU#2 avec $b_E = 0,0072 \text{ d}^{-1}$ et $b_U = 0,0002 \text{ d}^{-1}$	86
Figure 4-17 : Modélisation des MVES du MDU#2 considérant $f = 0,15$ (scénario B)	87
Figure 4-18 : Modélisation des MVES du MDU#2 considérant $b_H = 0,24 \text{ d}^{-1}$ (scénario C).....	88
Figure 4-19 : Modélisation des MVES du MDU#2 considérant $b_E = b_U = 0,0027 \text{ d}^{-1}$ (scénario D)	89

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ADM	Modèle de digestion anaérobie ("Anaerobic Digestion Model")
ADN	Acide désoxyribose nucléique
aff	Affluent
ASM	Modèle de boues actives ("Activated sludge model")
$b_{(E+U)}$	Taux de dégradation combiné de b_E et b_U
b_E	Taux de dégradation du résidu endogène
b_H	Taux de dégradation de la biomasse hétérotrophe
BNR	Procédé d'élimination biologique des nutriments (« biodegradable nutrient removal »)
b_U	Taux de dégradation de la matière organique non biodégradable de l'affluent
CAS	Procédé de traitement conventionnel par boues activées (« conventional activated sludge »)
DBO	Demande biochimique en oxygène carbonée
DCO	Demande chimique en oxygène
DCO_T	Demande chimique en oxygène totale
EPS	Substances polymériques extracellulaires (« extracellular polymeric substances »)
f	Fraction de résidu non-biodégradable découlant de la respiration endogène
F/M	Ratio substrat sur microorganisme
F_A	Fraction active de la boue composée de biomasse active
f_{BS}	Fraction soluble de la DCO à l'affluent considéré facilement biodégradable
f_{CV}	Ratio de conversion des MVES en DCO
F_E	Fraction de la boue composée de résidu endogène
f_{REM}	Facteur d'efficacité du décanteur primaire

f_{SCOL}	Fraction colloïdale de la DCO lentement biodégradable
F_U	Fraction de la boue composée de matière organique non biodégradable de l'affluent
f_{UP}	Fraction particulaire non biodégradable de la DCO de l'affluent
f_{US}	Fraction soluble non biodégradable de la DCO à l'affluent
f_{XSP}	Fraction particulaire de la DCO lentement biodégradable
F_{ZbH}	Fraction de biomasse active hétérotrophe
HDPE	Polyéthylène haute densité
i_{CV}	Ratio de conversion des MVES en DCO
$i_{\text{CV,U}}$	Ratio de conversion des MVES liés au $X_{\text{U,Inf}}$ en DCO
i_{VT}	Ratio de MVES par rapport au MES
k	Taux maximum spécifique d'utilisation du substrat
k_d	Taux de décroissance endogène ($\approx b_H$)
k_p	Taux maximum spécifique de conversion du substrat particulaire
K_S	Constante de demi-saturation
K_x	Coefficient de demi-saturation pour la dégradation des matières particulières
LDPE	Polyéthylène basse densité
LM	Liqueur mixte
MBR	Bioréacteur à membranes
MDU	Unité de digestion membranaire
MES	Matières en suspension
MIES	Matières inorganiques en suspension
MVES	Matières volatiles en suspension (aussi défini par VSS)
OD	Oxygène dissous
OUR	Taux d'utilisation de l'oxygène (aussi défini par TUO)

P_{Indice}	Charge massique quotidienne en DCO (provenance variable selon l'indice)
Q	Débit
RAS	Boues activées recirculées
rbDCO	DCO rapidement biodégradable
RBS	Réacteur biologique séquentiel (en cuvée)
r_g	Taux de génération de la biomasse
$r_{g'}$	Taux de dégradation de la biomasse
$r_{sc,P}$	Taux de changement du substrat particulaire en substrat soluble
S	Concentration de substrat sous forme soluble (équation)
sbCOD	DCO lentement biodégradable
STEP	Station d'épuration
S_U	DCO soluble non biodégradable de l'affluent
t	Temps
TRB	Temps de rétention des boues
V	Volume
VSS	Matières volatiles en suspension, aussi défini par MVES
X	Concentration de la biomasse active (équation)
X_B	Matières particulaires biodégradables qui exercent une DCO
X_E	Matières particulaires découlant de la respiration endogène (résidu endogène) qui exercent une DCO
X_H	Matières particulaires représentant de la biomasse active hétérotrophe qui exercent une DCO
X_{IG}	Matières particulaires inorganiques
X_{Nit}	Matières particulaires représentant de la biomasse active nitrifiante qui exercent une DCO

X_{sp}	Concentration de matières particulières assimilables
$X_{U,Inf}$	Matières organiques non-biodégradables en provenance de l'affluent qui exercent une DCO
Y	Coefficient de synthèse (ou de conversion) de la DCO assimilable en biomasse

Unités de mesure

d	Jour
g	Gramme
h	Heure
L	Litre
m	Mètre
mg	Milligramme
mL	Millilitre
°C	Degré Celcius
rpm	Révolution par minute

Composés et symboles chimiques

NH_4	Azote ammoniacal
CH_4	Méthane
CO_2	Gaz carbonique ou dioxyde de carbone
H_2O	Eau
N	Azote
N_2	Azote gazeux
$NaHCO_3$	Bicarbonate de soude
NO_x	Oxyde d'azote sous forme de NO_2 et de NO_3

N _t	Azote total
NTK	Azote total Kjeldhal
O ₂	Oxygène gazeux
o-PO ₄	Ortho-phosphates
P	Phosphore
P _t	Phosphore total

Associations et regroupements

APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
CREDEAU	Centre de recherche, développement et validation des technologies et procédés en traitement des eaux
IAWPRC	International Association on Water Pollution Research and Control
IWA	International Water Association
LGE	Laboratoire du Génie de l'Environnement
WEF	Water Environment Federation
WEFTEC	Water Environment Federation Technical Exhibition Conference

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : Équations de bilan de masse sur les matières volatiles.....	103
ANNEXE 2 : Données d'opération de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts	111
ANNEXE 3 : Données relatives à l'évaluation du F_A et du b_H des boues de la STEP	131
ANNEXE 4 : Données caractéristiques des contenants de boues d'alimentation.....	135
ANNEXE 5 : Suivi analytique du MDU#1, du MDU#2 et de leur filtrat.....	145

INTRODUCTION

1.1 Problématique étudiée

Les eaux usées sont produites par des communautés de diverses envergures et découlent de leurs activités résidentielles, commerciales ou industrielles auxquelles peuvent s'ajouter des eaux du sous-sol, de surface et de pluie (Metcalf & Eddy, 2003). C'est au cours du 19^e siècle, avec la concentration de la population dans les centres urbains, que l'on a compris le lien entre la santé humaine et le besoin d'effectuer une gestion des matières résiduelles dont notamment l'eau usée (Qasim, 1999).

La composition des eaux usées acheminées aux stations d'épuration en vue de leur traitement est complexe et variée. On caractérise alors une eau usée principalement en termes de charge polluante, constituée de carbone, d'azote et de phosphore, qui exerce une demande chimique en oxygène (DCO). Cette charge est aussi catégorisée en termes de matières organiques et inorganiques, solubles et particulaires, biodégradables et non biodégradables ainsi que de décantables et non décantables (Metcalf & Eddy, 2003).

Le traitement des eaux usées est réalisé par une série d'opérations unitaires, de nature physique et chimique, et de procédés biologiques. Les objectifs généraux des procédés biologiques sont de 1) transformer la matière dissoute et particulaire biodégradable en un sous-produit acceptable pour l'environnement et/ou sa gestion 2) capturer et incorporer les solides en suspension au sein d'un floc ou film biologique 3) transformer ou éliminer les nutriments (azote et phosphore) et 4) éliminer dans certains cas des polluants spécifiques. Parmi les procédés biologiques, on compte sur les procédés de type boues activées qui originent des travaux d'Arden et Lockett en 1914 (cité par (Metcalf & Eddy, 2003)). Ces procédés ont grandement évolué depuis cette époque en raison d'une législation toujours plus contraignante, des avancées technologiques, de l'amélioration des connaissances microbiologiques ainsi qu'à la nécessité de diminuer les coûts d'infrastructures et d'opérations (Metcalf & Eddy, 2003). Aujourd'hui encore, ils demeurent les plus répandus à travers le monde sous différentes variantes (Pérez-Elvira,

Nieto-Diez, & Fernandez-Polanco, 2006; Ramakrishna & Viraraghavan, 2005; Ramdani et al., 2010; Wei, van Houten, Borger, Eikelboom, & Fan, 2003).

La principale contrainte des procédés à boues activées est la grande production de boues en excès qui en découle, qu'il faut par la suite traiter et éliminer. D'un point de vue opérationnel, la prise en charge de ces boues peut représenter jusqu'à 60% des coûts d'opération d'une station d'épuration (Low & Chase, 1999; Ramakrishna & Viraraghavan, 2005; Wei, et al., 2003). Du point de vue de l'optimisation d'une station d'épuration (STEP), cibler la minimisation de la production des boues (ou leur réduction par des opérations subséquentes) devient alors tout à fait justifié. À ce titre, de nombreuses approches ont été explorées, faisant appel à des principes physiques, chimiques ou biologiques. Cependant, l'efficacité de ces méthodes a toujours été considérée selon une logique de réduction globale de boues, sans égard aux composantes individuelles de cette dernière (Ramdani, 2011).

La partie des boues produites au sein d'une STEP sur laquelle tentent d'agir les techniques de réduction est une matrice de matières volatiles en suspension (MVES). Elle est composée d'une biomasse active (hétérotrophe X_H et nitrifiante X_{NIT} dans une proportion beaucoup plus faible), du résidu endogène X_E , de la matière particulaire non biodégradable en provenance de l'affluent $X_{U,Inf}$ et, généralement négligeable, de la matière lentement biodégradable X_B . Traditionnellement, les modèles existant permettant de représenter les processus au sein d'un réacteur biologique considèrent non biodégradables le X_E et $X_{U,Inf}$. Ainsi, ces derniers tendent à s'accumuler dans le réacteur aux dépens de la biomasse active qui diminue en proportion avec un temps de rétention des boues (TRB) croissant.

Or, une lente biodégradabilité du X_E a été démontrée récemment pour des boues synthétisées en laboratoire dans des conditions bien contrôlées (Ramdani, 2011). Il en ressort que le résidu endogène est en réalité biodégradable mais selon une cinétique particulièrement lente. L'apparence de non-biodégradabilité du X_E tiendrait donc des TRB trop courts auxquels les systèmes biologiques traditionnels sont opérés. D'autre part, quelques études ont aussi été réalisées récemment sur la biodégradabilité du X_E et du $X_{U,Inf}$ (Araújo, Catunda, & Van Haandel,

1998; Ekama, Sötemann, & Wentzel, 2007; Johnson, Daigger, & Novak, 2008; Jones, Parker, Khan, Murphy, & Rupke, 2007; Laerla, Pollice, Saturno, Giordano, & Lopez, 2005; Lubello, Caffaz, Gori, & Munz, 2009). Cependant, les conclusions ne font pas l'unanimité sur le sujet. De plus, ces études n'ont jamais considéré ces deux composantes de façon distincte, assumant des propriétés et des cinétiques identiques. Ces hypothèses ne sont pas certaines.

L'objectif général de ce projet de recherche était donc de déterminer si une biodégradation du $X_{U,Inf}$ peut être observée au sein d'unités de digestion membranaire (MDU) opérées pour une période de temps prolongée et selon deux modes d'aération. Un MDU a notamment pour caractéristique de permettre la rétention complète des solides. En s'appuyant sur les travaux et la méthodologie présentée par (Ramdani & al., Submitted-a), il serait intéressant de mieux cerner ce qu'il advient du $X_{U,Inf}$ au sein d'un système de traitement biologique. S'accumule-t-il simplement dans le système de traitement jusqu'à son extraction (modèle actuel), ou est-il lentement dégradé tout comme le X_E ? Si oui, dans quelle mesure et selon quelle cinétique?

1.2 Hypothèses scientifiques originales et objectifs de projet

Les hypothèses originales scientifiques de ce projet de recherche sont les suivantes.

- 1) La matière organique considérée non biodégradable de l'affluent ($X_{U,Inf}$) d'une station d'épuration est, en fait, très lentement biodégradable à un taux comparable à celui de la biodégradation du résidu endogène.

Cette hypothèse sera vérifiée en opérant une unité de digestion membranaire (MDU) sans purge de boues pour une période prolongée, en évaluant et comparant l'efficacité d'enlèvement des MVES et du taux de dégradation (b_U) par rapport au modèle courant. Cette hypothèse sera réfutée si aucun enlèvement supplémentaire de MVES n'est observable et qu'une valeur de b_U nulle doit être attribuée pour modéliser le MDU.

- 2) La biodégradabilité du $X_{U,Inf}$ digéré en mode aérobie est moindre qu'en mode fermentation alternée.

Cette hypothèse sera vérifiée en opérant un MDU sur une période prolongée en conditions aérobie et de fermentation intermittente pour en évaluer et comparer l'efficacité d'enlèvement des MVES et du taux de dégradation b_U . Cette hypothèse sera réfutée si aucune différence pour l'efficacité d'enlèvement des MVES et le b_U n'est observée entre les deux MDU.

Les objectifs spécifiques quant à eux sont :

- 1) Opérer des MDU à 20 °C sur une période de 200 jours alimentés avec une boue de STEP municipale stabilisée de façon ponctuelle à fréquence régulière;
- 2) Caractériser à fréquence régulière les boues des MDU pour le MVES, la DCO ainsi que les composés azotés et phosphatés;
- 3) Évaluer la cinétique de biodégradation du $X_{U,Inf}$ en MDU opéré en condition aérobie et de fermentation intermittente.

Une des difficultés de ce projet réside dans la capacité de distinguer le résidu endogène X_E de la matière organique non biodégradable de l'affluent $X_{U,Inf}$. Dans une matrice de MVES, on ne sait pas à ce jour mesurer directement soit le X_E , soit le $X_{U,Inf}$ séparément. On suggère d'estimer la proportion relative de ce dernier par calibration à partir de données partielles de l'affluent et de ratios typiques, ou par différence entre la DCO totale et les autres fractions de la DCO, plus facilement mesurables (Melcer et al., 2003). D'autre part, la provenance et composition du $X_{U,Inf}$ n'est déjà pas bien définie dans la littérature en général. Ainsi, il n'est pas envisageable de constituer un affluent synthétique dans le cadre de ce projet qui permettrait alors de mieux cerner les paramètres d'intérêt. Dans ces circonstances, un affluent municipal réel est utilisé pour la réalisation de ce projet et les b_E déterminés par les travaux de (Ramdani & al., Submitted-a) seront considérés applicables. Un modèle de dégradation du $X_{U,Inf}$ pourra alors être validé par la calibration des MVES observés en réacteur au cours de la période d'opération en appliquant notamment un b_H mesuré et un b_E connus).

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Le traitement des eaux usées fait appel à une combinaison de procédés d'ordre physique, chimique et/ou biologique. Chacune des étapes d'une chaîne de traitement des eaux usées est susceptible de contribuer à une production de boues d'une station dont il faudra ultérieurement traiter et éliminer. Au sein des procédés à boues activées, les principales sources de boues proviennent des décanteurs primaire et secondaire pour les eaux municipales (Qasim, 1999). À travers le monde, ce type de procédé biologiques est le plus employé, tant pour le traitement des eaux usées municipales qu'industrielles (Wei, et al., 2003). Plus de 90% des chaînes de traitement auraient pour technologie principale les boues activées (Ramakrishna & Viraraghavan, 2005). La gestion, le traitement et la disposition des boues produites représentent jusqu'à 60% des coûts d'opération d'une STEP (Low & Chase, 1999; Ramakrishna & Viraraghavan, 2005; Wei, et al., 2003).

Dans cette perspective, cette revue de littérature présente, dans un premier temps, les grands principes du traitement des eaux et les mécanismes de production de boues au sein des procédés à boues activées. Par la suite, un survol des approches existantes visant la minimisation de la production de boues est effectué. Dans cette dernière section, une attention spéciale est portée sur les procédés à membranes et les travaux réalisés sur la biodégradabilité des composantes dites « non biodégradables » (X_E et $X_{U,Inf}$), aspects clés de ce projet de recherche.

2.1 Principes de traitement des eaux usées

Cette première section présente les concepts de base en matière de traitement des eaux et plus spécifiquement ceux liés aux procédés par boues activées. Une revue de ce qui a trait à la composition des eaux usées, à la description des flocs bactériens présents au sein des réacteurs biologiques, ainsi qu'aux modèles et mécanismes de production de boues y est réalisée.

2.1.1 Constituants et fractionnement d'une eau usée

La composition des eaux usées acheminées aux stations d'épuration en vue de leur traitement est complexe et variée. Les eaux sont définies en termes de compositions physique (température, pH, couleur, odeur, turbidité, ...), chimique (composés organique et inorganique variables) et biologique (microorganismes divers, bactéries et virus). Le tableau 2-1 à la page suivante, adapté de Metcalf & Eddy (2003), présente les constituants d'intérêts en traitement des eaux usées.

Devant la variabilité et la complexité que peut prendre la composition d'une eau usée, la caractérisation de celle-ci s'effectue couramment à l'aide d'indices généraux liés à la charge polluante. Ainsi, on parlera notamment de demande chimique en oxygène (DCO) afin de définir la charge organique d'une eau usée. D'autres qualificatifs tels que matières organiques et inorganiques, solubles et particulaires, biodégradables et non biodégradables ainsi que décantables et non décantables sont utilisés couramment (Metcalf & Eddy, 2003).

Cependant, ces indices généraux s'avèrent insuffisants pour répondre à des besoins de conception de procédé de traitement ou de calcul de production de boues. La charge organique étant l'information principale requise pour réaliser ces tâches, il est alors courant de travailler en unité de DCO. Mais pour ce faire, son fractionnement est toutefois nécessaire afin de distinguer notamment le substrat (DCO lentement ou rapidement biodégradable) de la fraction non biodégradable. Ce fractionnement se décline principalement selon ce qui est présenté au tableau 2-2, où « S » et « X » font références à la partie soluble et particulaire respectivement.

Tableau 2-1: Principaux constituants d'intérêt d'une eau usée

<i>Constituants</i>	<i>Raison de l'intérêt</i>
Solides en suspension	Les solides en suspension peuvent entraîner des dépôts de boues et des conditions anaérobies dans les milieux naturels si les eaux usées y sont rejetées sans être traitées.
Matière organique biodégradable	Ces substances sont composées principalement de protéines, de carbohydrates et de graisse. Si elles se retrouvent sans traitement dans le milieu récepteur, leur stabilisation peut entraîner l'épuisement de l'oxygène dissous présent naturellement et le développement de conditions septiques.
Pathogènes	Les organismes pathogènes présents dans l'eau usée peuvent transmettre des maladies.
Nutriments	L'azote et le phosphore sont deux éléments essentiels à la croissance des éléments vivants. Leur rejet dans le milieu naturel peut entraîner la croissance d'organismes indésirables et contaminer les eaux souterraines.
Polluants prioritaires	Certains composés organiques et inorganiques qui sont connus ou suspectés comme cancérigènes, mutagènes, tératogènes ou hautement toxiques peuvent être détectés dans les eaux usées.
Matière organique réfractaire	Ces substances ont tendance à résister aux traitements conventionnels et comprennent, à titre d'exemples, des surfactants, des phénols ou des pesticides.
Métaux lourds	Les métaux lourds, qui proviennent généralement des activités commerciales et industrielles, requièrent d'être éliminés si l'eau doit être réutilisée.
Substances inorganiques dissoutes	Des constituants inorganiques tels que le calcium, le sodium et les sulfates sont ajoutés aux eaux potables résidentielles suivant leur utilisation et peuvent nécessiter leur élimination en vue de leur réutilisation.

Tableau 2-2: Fractionnement de la DCO à l’affluent

<i>Fraction de la DCO</i>	<i>Définition</i>
S_U	DCO sous forme dissoute qui n’est pas considérée biodégradable et qui s’échappera à l’effluent.
S_B	DCO soluble biodégradable. Parce qu’elle est dissoute et donc plus facilement assimilable par la biomasse, on parle de DCO rapidement biodégradable. Cette fraction contribue donc aux besoins énergétiques et de croissance de la biomasse.
X_B	DCO particulaire biodégradable qui doit être préalablement hydrolysée avant son assimilation par la biomasse. Elle est qualifiée de lentement biodégradable. Cette fraction contribue donc aux besoins énergétiques et de croissance de la biomasse.
$X_{U,Inf}$	DCO particulaire considérée non biodégradable au sein des systèmes de traitement conventionnels. L’hydrolyse de cette partie de la matière est difficile et il est supposé qu’elle se retrouve directement au sein des boues produites par une STEP.
$X_H (X_{Nit})$	DCO particulaire exercée par la biomasse active (hétérotrophe ou autotrophe nitrifiante). Cette fraction est considéré négligeable au sein d’un affluent.
X_E	DCO particulaire exercée par le résidu endogène de la biomasse, considérée non biodégradable au sein des systèmes conventionnels. Tout comme la biomasse active, cette fraction est jugée négligeable à l’affluent.

D’autre part, l’information liée aux différentes formes des composés azotés (NH_4 , NO_x , azote organique) et phosphatés ($o-PO_4$ et phosphore organique) présentes, les MIES et MVES ainsi que l’alcalinité sont parmi les caractéristiques de l’eau usée les plus importantes pour la conception.

L’affluent d’eau usée d’une municipalité peut varier substantiellement en DCO (concentration) d’un endroit à l’autre en raison, par exemple, de la localisation géographique, des habitudes de consommation ou des activités qui ont cours sur son territoire. En revanche, la DCO définie sous forme de fractions a tendance à être beaucoup plus régulière (Dold, 2007). La figure qui suit présente schématiquement le fractionnement de la DCO et les fractions typiques au niveau municipal (deuxième niveau).

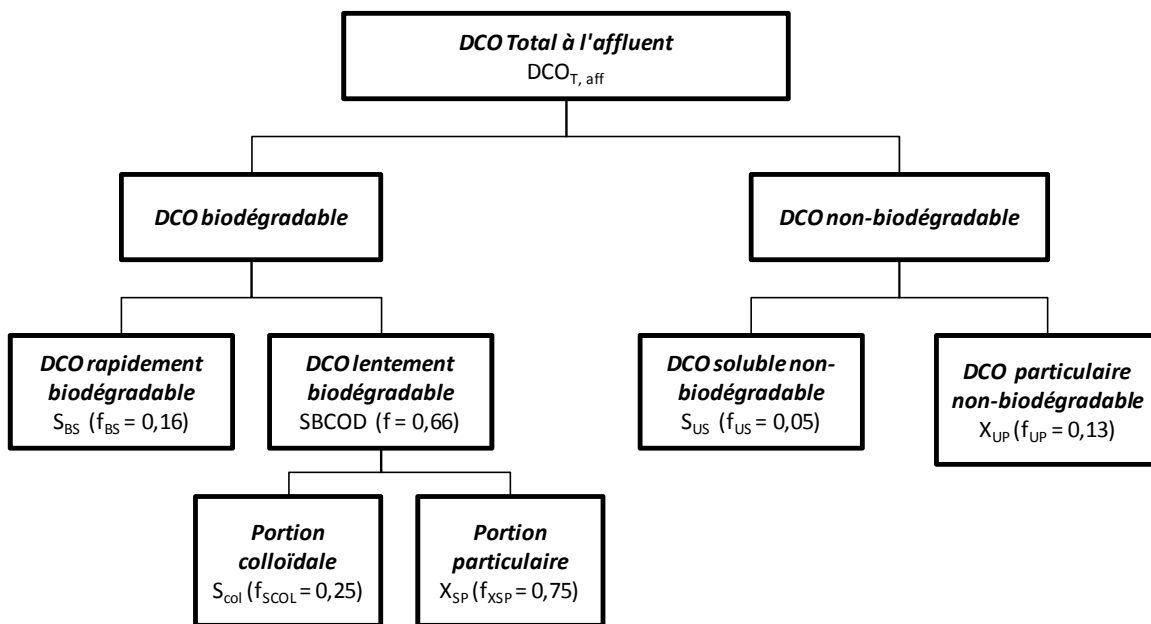


Figure 2-1: Fractionnement de la DCO et fractions typiques d'une eau usée brute
Adapté de Dold (2007)

Au sein d'un système de traitement conventionnel par boue activée, la production de boues provient de :

- La DCO biodégradable qui contribue à maintenir et à faire croître une biomasse (X_H et X_{Nit}). Indirectement, un résidu endogène (X_E) en découlera, contribuant aussi à la production de boues.
- La DCO non biodégradable particulaire ($X_{U, Inf}$) qui s'accumule proportionnellement à sa concentration à l'affluent et à son temps de séjour dans le système.
- La matière inorganique en suspension (X_{IG}) qui s'accumule aussi proportionnellement à sa concentration et à son temps de séjour dans le système.

De l'ensemble de la DCO (totale), seule la DCO soluble non biodégradable (S_U) se retrouve directement à l'effluent du système de traitement sans contribuer à la production de boues. Les principes et calculs de cette production de boues seront détaillés davantage plus loin.

2.1.2 Microorganismes d'un réacteur biologique

L'information de cette sous-section est tirée exclusivement de (Metcalf & Eddy, 2003), sauf quelques exceptions dont il est fait mention distinctement (références).

Au sein des réacteurs biologiques, l'élimination de la DCO biodégradable et la stabilisation de la matière organique de l'eau usée sont réalisées par une culture mixte de microorganismes présents. Cette biomasse interactive peut se retrouver sous forme de cellules isolées ou d'agglomération de cellules formant un floc ou un biofilm (Low & Chase, 1999). On y retrouve principalement des bactéries mais aussi des protozoaires, rotifères, champignons et algues. La population en présence sera directement liée aux caractéristiques de l'eau usée et aux conditions environnementales qui prévalent (Qasim, 1999). Ces microorganismes convertissent la matière organique en nouvelle biomasse ainsi qu'en sous-produits peu complexes tels que du CO_2 et de l'eau. Certaines bactéries ont aussi la capacité de nitrifier l'azote ammoniacal en NO_2 et NO_3 alors que d'autres transformeront cette forme oxydée de l'azote en azote gazeux (N_2). D'autres bactéries spécifiques permettront une élimination supérieure de phosphore présent dans les eaux usées. Cette flore spécifique sera présente ou absente selon la configuration du procédé de traitement et le mode opératoire mis de l'avant.

Les bactéries que l'on retrouve au sein de procédés de traitement des eaux usées sont des cellules unitaires de type procaryote (sans noyau bien défini, moins complexes que les cellules eucaryotes). Leur reproduction s'effectue généralement par fission binaire. Les cellules procaryotes sont composées d'environ 80% d'eau et de 20% de matière sèche dont 90% est organique. Les tableaux qui suivent présentent les différents éléments composant la cellule selon Metcalf & Eddy (2003).

Tableau 2-3: Composantes du matériel cellulaire

Composants	% du poids sec
Protéines	55%
Polysaccharides	5%
Lipides	9,1%
ADN	3,1%
ARN	20,5%
Autres (tels que sucres et acides aminées)	6,3%
Ions inorganiques	1,0%

Tableau 2-4: Principaux éléments chimiques de la cellule

Éléments chimiques	% du poids massique	Éléments chimiques	% du poids massique
<i>Carbone</i>	50%	<i>Potassium</i>	1,0%
<i>Oxygène</i>	22%	<i>Sodium</i>	1,0%
<i>Azote</i>	12%	<i>Calcium</i>	0,5%
<i>Hydrogène</i>	9%	<i>Magnésium</i>	0,5%
<i>Phosphore</i>	2%	<i>Chlore</i>	0,5%
<i>Soufre</i>	1%	<i>Fer</i>	0,2%
		<i>Autres</i>	0,3%

La formulation chimique empirique le plus couramment utilisée pour décrire la cellule procaryote est $C_5H_7O_2N$, initialement proposé par Hoover and Porges en 1952. Ainsi, environ 53% du poids sec représenté par cette formulation est du carbone. Lorsque l'élément phosphore est considéré, la formulation $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$ est alors utilisée. Bien que ces formulations ne soient pas précises, on l'observe avec le tableau précédent, elles sont utilisées pour des raisons pratiques.

D'autre part, une cellule requiert trois éléments afin d'assurer sa croissance (et donc d'assumer sa fonction dans un contexte de traitement des eaux): une source de carbone, une source d'énergie et des éléments inorganiques. Le carbone permet entre autres de développer le matériel cellulaire de nouvelles cellules. La source de carbone peut provenir soit de la matière organique contenue dans l'eau usée (organismes hétérotrophes), soit du gaz carbonique (organismes autotrophes). L'énergie requise sert à la synthèse du nouveau matériel cellulaire et à assurer les fonctions de maintien de la biomasse existante. Cette énergie est obtenue des organismes à partir de la lumière (organismes phototrophes) ou de réactions d'oxydation de la matière contenue dans l'eau (organismes chimotrophes). Pour ce qui est des éléments inorganiques, plusieurs sont nécessaires à la synthèse et à la croissance des organismes cellulaires. Les deux principaux sont l'azote et le phosphore dont les pourcentages de poids sec présentés au tableau précédent sont aussi les plus significatifs. On compte cependant aussi le soufre, le potassium, le magnésium, le calcium, le fer, le sodium, le chlore et, dans une moindre importance, le zinc, le manganèse, le molybdène, le sélénium, le cobalt, le cuivre et le nickel. Chacun de ces nutriments joue un rôle spécifique dans la croissance et/ou les capacités fonctionnelles des organismes cellulaires. Une carence peut donc devenir un facteur limitant de croissance cellulaire, tout comme une limitation en carbone ou une incapacité de conversion énergétique.

Finalement, des facteurs environnementaux tels que la température et le pH auront une grande influence sur le type de flore, la survie et le développement de nouveaux microorganismes. Bien que la plage optimale pour la croissance d'un organisme en particulier soit généralement assez restreinte, la survie de ces microorganismes est possible dans une plage beaucoup plus large. Une température plus froide que la plage optimale a un impact plus significatif qu'une température plus chaude. On a observé que le taux de croissance doublait pour chaque tranche de 10°C jusqu'à l'atteinte de la température optimum. Avec le climat du Québec, les organismes psychrophiles sont favorisés avec une plage de température viable entre 10 et 30°C (optimale entre 12 et 18°C). Pour le pH, la plage viable pour les bactéries en traitement des eaux se situe entre 4,0 et 9,5 avec une plage optimale pour leur croissance entre 6,5 et 7,5.

2.1.3 Origine et composition des boues

Dans un procédé conventionnel de traitement par boues activées, la production de boues provient principalement du décanteur primaire et du réacteur biologique via le décanteur secondaire. Les quantités produites varient en fonction des caractéristiques de l'affluent, du mode d'opération du système de traitement et de la performance individuelle de chaque unité de procédé.

Le décanteur primaire aura pour objectif d'épurer une partie des solides décantables de l'affluent avant l'entrée au réacteur biologique. Il est attendu d'un décanteur primaire une efficacité de 50 à 70 % en ce qui a trait à l'élimination des matières en suspension (Metcalf & Eddy, 2003; Qasim, 1999). Ces boues primaires sont composées essentiellement de matière organique (biodégradable et non biodégradable) ainsi que de matière inorganique. De par leur nature, ces boues ont souvent un meilleur potentiel de digestion que les boues biologiques et, par conséquent, d'une minimisation de la quantité produite.

Les boues biologiques (ou secondaires) quant à elles sont constituées essentiellement de la biomasse et de son résidu endogène, de matière organique non biodégradable (et non décantée préalablement) ainsi que de matière inorganique. Cette matrice de solides est maintenue ensemble par des substances polymériques extracellulaires (EPS). Les EPS sont un mélange complexe de molécules organiques incluant principalement des protéines et des polysaccharides mais aussi des lipides, de l'ADN et des acides humiques (Fenu et al., 2010). Outre leur rôle au niveau de la biofloculation, les EPS prennent part à la digestion enzymatique des grandes molécules de substrat organique et de leur transformation en des molécules plus simples accessibles aux microorganismes (Ramdani, 2011). Le tableau qui suit présente les composantes de la matrice des boues primaire et secondaire.

Tableau 2-5: Composantes des boues primaires et secondaires

<i>Composantes</i>	<i>Matrice de boues</i>		<i>Caractéristiques et provenance</i>
	<i>Primaire</i>	<i>Secondaire</i>	
X_B	Oui	Néglig.	Matière particulaire (pouvant inclure le colloïdale) lentement biodégradable. Sera retenue en grande partie au décanteur primaire. La portion résiduelle sert de substrat à la biomasse après l'hydrolyse et est alors peu présente dans les boues secondaires des systèmes où le TRB compte plusieurs jours.
$X_{U,Inf}$	Oui	Oui (α TRB)	Matière particulaire organique considérée non biodégradable dans les systèmes conventionnels étant donné les temps de séjour trop courts. Elle est retenue au décanteur primaire et s'accumule dans le réacteur biologique de façon proportionnelle au TRB du système.
X_H (X_{Nit})	Néglig.	Oui	Biomasse hétérotrophe (et dans une moindre mesure autotrophe) formée au sein du réacteur biologique. Est généralement négligeable dans l'affluent d'eau usée et, par conséquent, au sein des boues primaires.
X_E	Néglig.	Oui	Résidu endogène découlant des processus de dégradation de la biomasse. Cette composante est donc négligeable au sein des boues primaires.
X_{Ig}	Oui	Oui	Matière inorganique en provenance de l'affluent, éliminée en partie au décanteur primaire et qui se retrouve aussi intégrée dans la matrice de boues secondaires.

2.1.4 Mécanisme de production de boues

Au sein d'un réacteur biologique, le substrat (DCO biodégradable) d'un affluent d'eau usée est lié à la biomasse à deux niveaux : il permet la croissance d'une nouvelle biomasse et contribue à générer l'énergie nécessaire à la maintenance de la biomasse existante. La croissance de la biomasse se manifestera par une production en excès de boues (solides) qui doivent être évacuées du système. La biomasse étant principalement composée de matière organique, sa

croissance se retrouve le plus souvent mesurée en termes de MVES ou de DCO particulière (Metcalf & Eddy, 2003). La portion du substrat contribuant à la croissance de la biomasse est définie par un coefficient de synthèse Y . Ce dernier diffère selon le type de biomasse considéré (hétérotrophe ou autotrophe, anaérobie, anoxie ou aérobie).

Cependant, plusieurs autres mécanismes en arrière-plan, influençant la production nette de boues, ont lieu et se produisent en parallèle de la croissance de la biomasse. C'est ainsi que la production nette de boues sera plus faible que la simple conversion du substrat disponible selon un coefficient de synthèse Y (true yield en anglais). Cette diminution de matière (organique) en suspension peut résulter : du besoin d'énergie de maintenance, de la lyse cellulaire, du métabolisme endogène et de la prédation (van Loosdrecht & Henze, 1999).

Le métabolisme endogène est présenté selon deux concepts distincts en traitement des eaux usées : le concept de respiration endogène et de mort-régénération. Bien que distincts dans leurs approches, les deux concepts visent à expliquer le phénomène de dégradation de la biomasse et donnent des résultats équivalents en termes de production de boues et de consommation d'oxygène. Chacun d'eux regroupe une partie ou l'ensemble des mécanismes d'arrière-plan mentionnés ci-haut.

En respiration endogène, tel que mentionné ci-haut, la biomasse utilise une partie du substrat afin de combler ses besoins énergétiques nécessaires à son bon fonctionnement (intégrité, équilibre chimique, mobilité, énergie liée à la synthèse). En condition d'abondance de substrat, la biomasse est en mesure de pourvoir à tous ses besoins énergétiques et de croissance. Par contre, lorsque la quantité de substrat devient limitée, la biomasse passe en mode de respiration endogène afin de répondre à ses besoins énergétiques minimum. Ce processus implique la consommation des réserves intracellulaires de la biomasse dans un premier temps et, éventuellement, des constituants cellulaires en soi (Ramdani, 2011). La consommation du matériel se traduit par une diminution nette de la biomasse. À terme, un résidu non biodégradable demeure et s'accumule comme résidu endogène au sein des boues.

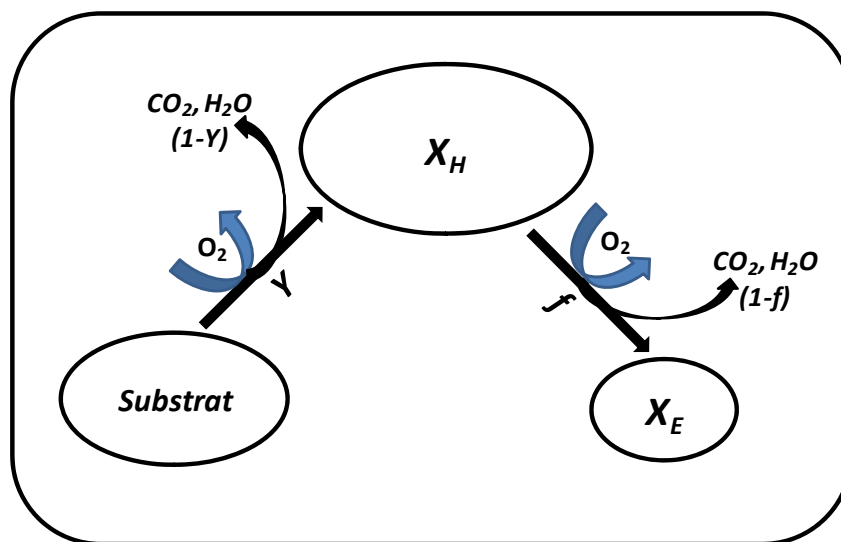


Figure 2-2: Processus de respiration endogène
Adapté de Ramdani et al., 2010

Le concept de mort-régénération quant à lui assume que la biomasse meurt à un certain rythme (Dold, 2007), indépendamment de la quantité de substrat disponible. De la même façon que la respiration endogène, le matériel cellulaire interne se dégrade. À terme, ce processus mène à la désintégration de la cellule (lyse) puis à la libération d'un résidu endogène (non biodégradable) ainsi que d'autres constituants résiduels. Ces derniers deviennent alors disponibles comme substrat d'ordre secondaire à la biomasse toujours présente afin de contribuer à nouveau aux besoins de croissance et de maintenance (après solubilisation). C'est la croissance cryptique sur lequel repose le concept de mort-régénération. Puisque le métabolisme du substrat génère à la fois de la biomasse et de l'énergie (conversion inférieure à 100%) et qu'une partie seulement de ce substrat est rendue disponible suivant la lyse, le métabolisme répété successivement du même substrat (indirectement) se traduit globalement par une production réduite de biomasse (Low & Chase, 1999). Dans un réacteur biologique, la croissance de la biomasse et la respiration endogène s'effectuent donc en parallèle. Le résidu endogène s'accumule sur une base continue.

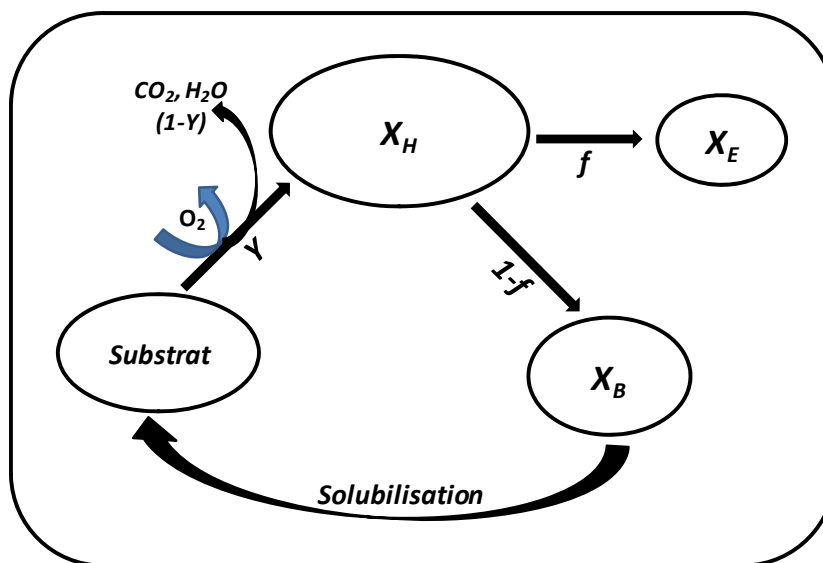


Figure 2-3: Processus de mort-régénération
Adapté de Ramdani et al., 2010

D'autre part, la prédation des bactéries par des organismes supérieurs (tels que des protozoaires ou métazoaires) contribue à une production réduite de boues. En effet, ce processus s'accompagne d'une perte d'énergie additionnelle due à une conversion inefficace en biomasse (Wei, et al., 2003). Environ 5% de la biomasse totale sèche d'une eau usée est constituée de protozoaires (Low & Chase, 1999).

Finalement, des solides non biodégradables ($X_{U,Inf}$ et X_{IG}) en provenance de l'affluent s'accumulent au sein du réacteur biologique proportionnellement au temps de rétention des boues. Ces solides viennent contribuer à la production de boues en excès. Il faut noter que le $X_{U,Inf}$, bien qu'organique, se dégrade selon une cinétique présumée particulièrement lente et que, de ce fait, il est considéré non biodégradable dans les systèmes de traitement conventionnels.

Ainsi, le coefficient de synthèse qui est alors couramment mesuré pour un procédé, et qui demeure plus intéressant d'un point de vue pratique, est un coefficient observé. Il tient compte de l'ensemble de la flore présente, du processus de respiration endogène, de la prédation ainsi que de l'accumulation de solides non biodégradables dans le réacteur. Le coefficient de synthèse est

défini de la façon suivante (Henze, Gujer, Takashi, & van Loosdrecht, 2000; Metcalf & Eddy, 2003):

$$\text{Coefficient de synthèse (Y)} = \frac{\text{masse de biomasse produite}}{\text{masse de substrat utilisé}} \quad \text{Éq. 2-1}$$

2.1.5 Éléments de modélisation

En 1982, un groupe de travail a été mis sur pied par l'IAWPRC¹ afin de développer un modèle mathématique consensuel servant à la conception et à l'opération de procédés à boues activées (Henze, et al., 2000). Cette initiative a mené au développement de la famille de modèles ASM. Ces modèles sont aujourd'hui pleinement reconnus et utilisés par la communauté scientifique. Les principaux éléments responsables de la production de boues y sont présentés dans les paragraphes qui suivent.

D'un point de vue cinétique, les taux de croissance de la biomasse, de sa dégradation et de la génération d'un résidu endogène sont des processus importants. La croissance de la biomasse est définie selon une cinétique de premier ordre par rapport à la biomasse présente et est limitée par l'accessibilité au substrat sous forme soluble (assimilable par la biomasse). Les équations qui suivent sont tirées de (Metcalf & Eddy, 2003) et de (Dold, 2007).

$$r_g = Y * k * \frac{S}{K_s + S} * X \quad \text{Éq. 2-2}$$

où

r_g est le taux de génération de la biomasse, g DCO_{biomasse}*L⁻¹*d⁻¹

Y est le taux de synthèse (conversion) du substrat en biomasse, g DCO_{biomasse}/g DCO_{assimilé}

k le taux maximum spécifique d'utilisation du substrat, g DCO_{substrat}*g DCO_{biomasse}⁻¹*d⁻¹

¹ International Association on Water Pollution Research and Control

S est la quantité de substrat sous forme soluble disponible, g DCO_{substrat}/L

K_s est la constante de demi-saturation g DCO_{substrat}/L

X la concentration de la biomasse présente, g DCO_{biomasse}/L

Un affluent d'eau usée ne contient pas seulement qu'un substrat sous forme soluble et, par conséquent, il faut tenir compte de l'hydrolyse du substrat sous forme particulaire d'un point de vue cinétique. Toutefois, pour le calcul de la production de boues d'un système à l'équilibre disposant d'un TRB minimum, l'ensemble de la matière biodégradable est considéré assimilable sans égard à la cinétique d'hydrolyse de la fraction particulaire.

$$r_{sc,P} = -k_p \frac{(X_{sp}/X)}{(K_x + X_{sp}/X)} * X \quad \text{Éq. 2-3}$$

où

r_{sc,P} est le taux de conversion de la matière particulaire assimilable en matière soluble
g DCO_{substrat} * L⁻¹ * d⁻¹

k_p le taux maximum spécifique de conversion du substrat particulaire,
g DCO_{substrat} * g DCO_{biomasse}⁻¹ * d⁻¹

X_{sp} est la concentration de matière particulaire assimilable, g DCO_{substrat}/L

K_x est le coefficient de demi-saturation pour la dégradation des particules, g DCO_{substrat}/L

X la concentration de la biomasse présente, g DCO_{biomasse}/L

La dégradation de la biomasse quant à elle est définie par une cinétique de premier ordre par rapport à la biomasse présente. Pour les besoins de présentation, l'expression qui suit a été séparée de l'équation 2-2. En réalité, elle aurait dû être jointe et le terme r_g représenterait alors la croissance nette de la biomasse.

$$r_{g'} = -k_d * X \quad \text{Éq. 2-4}$$

où

r_g est le taux de dégradation de la biomasse, $g\ DCO_{biomasse} * L^{-1} * d^{-1}$

k_d le taux de respiration endogène (aussi représenté par b_H),

$g\ DCO_{biomasse} * g\ DCO_{biomasse}^{-1} * d^{-1}$

X la concentration de la biomasse présente, $g\ DCO_{biomasse}/L$

Le résidu endogène apparaîtra alors graduellement de façon proportionnelle à la dégradation de la biomasse selon un coefficient f .

$$r_{XE} = f * k_d * X \quad \text{Éq. 2-5}$$

où

f est la fraction de résidu endogène, sans unité

La cinétique est toutefois de moindre importance dans l'évaluation de la production de boues d'un système opéré à l'équilibre et ayant un TRB minimum. Ainsi, pour un procédé conventionnel à boues activées, la production peut être évaluée avec les expressions suivantes tirées de (Dold, 2007). Chacun des termes est exprimé en fonction d'une masse entrante quotidienne de DCO à l'affluent. Leur somme représente donc la production totale de boues qu'un tel procédé peut générer quotidiennement par unité de DCO.

Dans le cas d'un décanteur primaire :

$$\frac{PS_{boues}}{P_{DCO,aff}} = \frac{f_{REM} * Q_{aff}}{Q_{aff} * DCO_{T,aff}} * \left[\left(\frac{X_B + X_{U,Inf}}{f_{CV,P}} \right) + X_{Ig} \right] \quad \text{Éq. 2-6}$$

où

PS_{boues} est la charge massique quotidienne de boues produites, $g\ MES/d$

$P_{DCO,aff}$ est la charge massique quotidienne de DCO entrant à l'affluent, $g\ DCO/d$

f_{REM} est le taux d'efficacité d'enlèvement des solides au décanteur primaire

Q_{aff} est le débit à l'affluent, m^3/d

$\text{DCO}_{\text{T, aff}}$ est la concentration totale de DCO à l'affluent, $\text{g DCO}/\text{m}^3$

X_B est la concentration en DCO associée à la fraction particulaire biodégradable, $\text{g DCO}/\text{m}^3$

$X_{U, \text{Inf}}$ est la concentration en DCO associée à la fraction particulaire non biodégradable, $\text{g DCO}/\text{m}^3$

$f_{\text{CV, P}}$ est le facteur de conversion DCO-MVES des boues décantables

X_{Ig} est la concentration à l'affluent de solides inorganiques, $\text{g MIES}/\text{m}^3$

Pour le réacteur biologique, la biomasse produite est donnée par la relation suivante à un TRB donné :

$$\frac{P_{XH}}{P_{\text{DCO, aff}}} = (1 - f_{US} - f_{UP}) * \frac{Y * \text{TRB}}{1 + (b_H * \text{TRB})} \quad \text{Éq. 2-7}$$

où les termes qui n'ont pas été précédemment définis:

P_{XH} est la charge massique quotidienne de biomasse produite, $\text{g MVES}/\text{d}$

f_{US} est la fraction soluble non biodégradable de l'affluent

f_{UP} est la fraction particulaire non biodégradable de l'affluent

b_H est le taux de respiration endogène, $\text{g DCO}_{\text{biomasse}} * \text{g DCO}_{\text{biomasse}}^{-1} * \text{d}^{-1}$

TRB est le temps de rétention des boues, d

Il est à noter que les coefficients f_{US} et f_{UP} varient selon qu'un décanteur primaire soit utilisé ou non.

Le résidu endogène s'accumule proportionnellement au coefficient f , au TRB et selon la biomasse qui se dégrade :

$$\frac{P_{XE}}{P_{DCO,aff}} = f * b_H * TRB * P_{XH} \quad \text{Éq. 2-8}$$

où

P_{XE} est la charge massique quotidienne de résidu endogène s'accumulant dans le réacteur, g MVES/d

f est la fraction de résidu endogène, sans unité

Aussi, tel qu'exposé précédemment, les solides organiques $X_{U,Inf}$ et inorganiques X_{Ig} en provenance de l'affluent sont non biodégradables et s'accumulent dans le réacteur proportionnellement au TRB selon les équations suivantes :

$$\frac{P_{XU}}{P_{DCO,aff}} = \frac{f_{UP}}{f_{cv,P}} * TRB \quad \text{Éq. 2-9}$$

et

$$P_{XIg} = Q_{aff} * X_{Ig} * TRB \quad \text{Éq. 2-10}$$

où

P_{XU} est la charge massique quotidienne de solides organiques non biodégradable, g MVES/d

P_{XIg} est la charge massique quotidienne de solides inorganiques s'accumulant au réacteur, g MVES/d

X_{Ig} est la concentration de solide inorganique de l'affluent, g MIES/m³

Les paramètres typiques (Y , b_H et f) devant être utilisés dans les équations précédentes pour une eau usée d'origine municipale sont les suivants (Dold, 2007). Ces paramètres sont applicables pour le modèle de respiration endogène.

- $Y : 0,666 \text{ g DCO}_{\text{biomasse}}/\text{g DCO}_{\text{substrat}}$
- $b_H : 0,24 \text{ d}^{-1}$, à 20°C
- $f : 0,2$

Ces paramètres sont normalement constants mais susceptibles d'être influencés par de nombreux facteurs environnementaux (Henze, et al., 2000). Aussi, il est possible de trouver dans la littérature des valeurs qui diffèrent (Metcalf & Eddy, 2003). Avec des valeurs de $0,568 \text{ g DCO/g DCO}$, $0,12 \text{ d}^{-1}$ et $0,15$ respectivement pour le Y , b_H et f , il est possible de modéliser une production de boues (MVES) tout à fait comparable au jeu de paramètres précédent. Néanmoins, en s'intéressant aux composantes séparément (M_{XH} , M_{XE}), des différences deviennent vite apparentes avec un TRB croissant (Ramdani & al., Submitted-b). Par ailleurs, il faut noter que le b_H est sensible à la température et qu'il obéit à la loi de Van't Hoff- Arrhenius.

$$b_H(T) = b_{H,20^\circ\text{C}} * 1.029^{(T-20)} \quad \text{Éq. 2-11}$$

2.2 Minimisation de la production de boues

La prise en charge des boues produites au sein d'une station de traitement engendre des coûts d'opération significatifs (technologie de traitement, transport, élimination). De plus, les politiques en matière de gestion des boues d'épuration se font toujours plus contraignantes d'un point de vue environnemental, que l'on considère l'enfouissement, l'incinération ou les diverses formes de valorisation. L'opinion publique (souvent craintive, méfiante ou ayant des connaissances limitées) fait aussi partie des facteurs incontournables à considérer quand il s'agit de la gestion des matières résiduelles.

Au Québec, l'enfouissement des boues d'épuration a longtemps été privilégié, étant donné les coûts abordables en comparaison des autres options. Depuis la fin des années 90 cependant, la « Politique québécoise de gestion des matières résiduelles » (MDDEP, 2011) favorise clairement la valorisation des résidus plutôt que leur enfouissement ou leur incinération, moins conciliables avec une politique de développement durable et une autre portant sur les changements

climatiques. Ainsi en 2007, des 245 000 tonnes sèches de boues d'épuration produite au Québec, 18% était valorisé soit une hausse de 50% par rapport à 2002 (Hébert, Busset, & Groeneveld, 2008).

Dans ces circonstances, il est clair que limiter la production de boues demeure une avenue intéressante pour un exploitant de STEP. Plusieurs technologies sont en cours de développement ou ont déjà été testées à différentes échelles au cours des récentes années pour tenter d'y arriver.

2.2.1 Approches de minimisation des boues

De nombreuses technologies basées sur des principes physiques, chimiques ou biologiques visant la réduction de la production de boues ont été élaborées à ce jour. Ces technologies qui se retrouvent à différents stades de développement peuvent être catégorisées selon qu'elles soient appliquées au niveau de la chaîne de traitement des eaux ou au niveau du conditionnement des boues.

Les technologies centrées au niveau de la chaîne de traitement des eaux visent à réduire la production de boues à la source. Pour y arriver, soit des techniques favorisant la diminution du taux de conversion du substrat sont mises de l'avant, soit des procédés ayant intrinsèquement un faible taux de conversion du substrat sont employés (Pérez-Elvira, et al., 2006). Pour les technologies centrées sur le conditionnement des boues, ces dernières ont pour objectif d'appliquer préalablement un traitement amélioré aux boues. Couramment, les boues produites subiront une digestion anaérobie étant donné leur contenu important en matière organique, afin d'en diminuer et stabiliser le contenu (Pérez-Elvira, et al., 2006). Le terme « amélioré » pour qualifier le traitement des boues souligne que les méthodes employées visent à rendre cette digestion plus efficace. Elles auront notamment pour effets de diminuer la quantité de boues à déshydrater ou de faciliter leur déshydratation. Ainsi, ces technologies appliqueront un prétraitement à une fraction des boues (au sein d'une unité parallèle au procédé principal) ou encore consisteront en une modification significative du procédé de digestion standard. Le

tableau 2-6, inspiré de Pérez-Elvira (2006), résume les principaux procédés de minimisation de production des boues d'une station d'épuration.

Tableau 2-6 : Procédé de minimisation des boues

<i>Niveau</i>	<i>Fondement</i>	<i>Approche</i>	<i>Technique</i>	<i>Notes</i>
Traitement des eaux	↓«Y»	Lyse – croissance cryptique	<ul style="list-style-type: none"> • Oxydation chimique par O₃ ou le chlore • Traitement thermochimique • Procédé à O₂ haute concentration • Réactions enzymatiques 	Favorise la lyse cellulaire et indirectement une croissance cryptique redondante de manière accélérée
		Découplage métabolique	<ul style="list-style-type: none"> • Découpleur chimique • Procédé OSA 	Favorise l'utilisation momentanée des ressources énergétiques internes qui doivent être renouvelées aux dépens d'une nouvelle croissance cellulaire
		Métabolisme d'entretien	<ul style="list-style-type: none"> • Procédé à aération prolongée • MBR 	Favorise le processus catabolique par un faible ratio F/M et donc indirectement la respiration endogène
		Prédation	<ul style="list-style-type: none"> • Système à 2 étages • Verre Oligochaetes 	Introduction d'un prédateur de bactéries ayant un taux de conversion cellulaire moins efficace
	Faible «Y»	Intégration de procédé anaérobie	<ul style="list-style-type: none"> • Procédé ANANOX 	Prétraitement de l'eau usée par un réacteur multi sections à voile de boues anaérobie et anoxie

Tableau 2-6 : Procédé de minimisation des boues (suite)

<i>Niveau</i>	<i>Fondement</i>	<i>Approche</i>	<i>Technique</i>	<i>Notes</i>
Traitement des boues	Prétraitement d'une fraction des boues	Prétraitement physique	<ul style="list-style-type: none"> • Cavitation – Homogénéiseur à haute pression ou ultrasonique • Thermique – hydrolyse ou gel-dégel • Mécanique – Broyage à impact ou à bille, impulsion électrique haute performance, force centrifuge 	Désintégration des particules solides de la boue favorisant la libération du matériel cellulaire et la possibilité de nouvelles réactions de biodégradation
		Prétraitement chimique	<ul style="list-style-type: none"> • Base ou acide • Oxydation par l'ozone 	Destruction des composés organiques complexes en composés plus simples et solubles
		Prétraitement biologique	<ul style="list-style-type: none"> • Réaction enzymatique 	Activité enzymatique de source interne ou externe favorisant la destruction de la paroi cellulaire
		Combinaison de prétraitements	<ul style="list-style-type: none"> • Hydrolyse thermochimique • Traitement thermique, décompression subite et cisaillement 	Combinaison de méthode thermique, chimique et physique visant la destruction des composés solides en composés plus facilement biodégradables
	Modification du procédé de digestion standard	Digestion en 2 étapes	<ul style="list-style-type: none"> • Digestion par phase 	Séparation des étapes d'acidogénèse (rapide) et méthanogénèse
		Variation de température	<ul style="list-style-type: none"> • Digestion par étape thermique 	Digestion par diminution progressive de la T°
		Flottation par gaz anoxie	<ul style="list-style-type: none"> • Flottation des solides 	Récupération de la matière non digérée par un retour en tête de réacteur

2.2.2 Les procédés à membrane

Parmi les technologies présentées à la section précédente, l'une d'entre elles mérite plus d'attention du fait qu'elle a été mise à profit au sein de la démarche expérimentale du présent projet. Elle a aussi été à la base de certains travaux s'intéressant indirectement à la dégradation de la fraction organique non biodégradable des boues (X_E et $X_{U,Inf}$, présentés ultérieurement). Il s'agit des procédés à membrane qui permettent de favoriser les processus de maintenance de la biomasse se traduisant par une production réduite de boues.

Les procédés membranaires à boues activées (MBR) sont de plus en plus utilisés dans le traitement des eaux usées. Un MBR est configuré de la même façon qu'un procédé à boues activées conventionnel (CAS) sauf que le décanteur secondaire est remplacé par des membranes. Cette particularité des MBR permet de contrôler indépendamment l'âge de boues (TRB) du temps de rétention hydraulique (Pérez-Elvira, et al., 2006; Wei, et al., 2003); il n'y a aucune perte de solides à l'effluent sans égard à la qualité des boues (i.e. capacité de décantation). Ainsi, un MBR peut être opéré à de très longs TRB et des concentrations de liqueur mixte élevées, jusqu'à 25 g MES/L (Metcalf & Eddy, 2003). Néanmoins, pour différentes considérations (coût, transfert d'oxygène, colmatage, qualité des boues, ...), il apparaît que les systèmes à échelle réelle soient opérés davantage à des concentrations avoisinant les 10 g MES/L. Par conséquent, l'emprunte au sol d'un MBR s'en trouve significativement réduit, d'un facteur pouvant même aller de 40 à 50 fois (Metcalf & Eddy, 2003). La qualité de traitement (effluent) rapportée pour ces procédés est au moins équivalente à celle du CAS, même pour les systèmes opérés à de long TRB. Du point de vue de la modélisation des MBR, bien que les modèles de la série ASM aient été couramment utilisés jusqu'à présent, (Fenu, et al., 2010) fait valoir que les particularités du mode d'opération peuvent justifier des adaptations des modèles actuels.

En ce qui a trait à la production de boues, il est bien connu qu'elle diminue avec l'augmentation du TRB (Odegaard, 2004; van Loosdrecht & Henze, 1999; Wei, et al., 2003). Cette faible production découle du fait que la biomasse assurera dans un premier temps ses besoins de maintenance puis, si possible, sa croissance. Or, les fortes concentrations de boues maintenues au sein des MBR se traduisent par un ratio F/M faible et donc d'une quantité de

substrat limitée pour la biomasse présente. Les processus de respiration endogène, lyse et croissance cryptique de la biomasse définis précédemment s'en trouvent alors favorisés. Théoriquement, avec un ratio F/M suffisamment faible, il est possible d'atteindre un point d'équilibre entre la production de nouvelle biomasse et la décroissance de la biomasse existante. La production nette apparente de biomasse est donc nulle. De plus, dans ces conditions de TRB élevé, la biomasse s'acclimate probablement aux composantes organiques X_E et $X_{U,Inf}$ et inorganique X_{Ig} (Ramdani, 2011), ce qui peut favoriser éventuellement leur dégradation. En pratique toutefois, opérer un MBR à des concentrations de boues et TRB élevés entraînent des coûts d'opération supérieurs, en plus de détériorer la qualité des boues en vue de leur déshydratation. L'équipe de Pollice indique que ses travaux ont permis d'opérer un MBR à un TRB au-dessus de 80 jours tout en maintenant une bonne performance de traitement et des bénéfices en terme de gestion des boues (Pollice, Laera, Saturno, Giordano, & Sandulli, 2008).

2.2.3 La digestion des boues

La digestion est un procédé couramment employé dans un objectif de stabilisation et de diminution de la quantité de boues à traiter. Ce procédé se retrouve aussi au cœur de la démarche expérimentale du présent projet de recherche. Généralement, on effectue un suivi de performance de ces procédés en termes d'enlèvement de solides (ou de DCO) sans distinction des composante de la boue. Cette situation est compréhensible dans le contexte où la non-biodégradabilité du X_E et du $X_{U,Inf}$ a été bien acceptée traditionnellement par la communauté scientifique (Ramdani, 2011). Il existe principalement deux types de digestion : anaérobie et aérobie. Chacune d'elles présente des variantes de configuration et d'opération du procédé qui ont su démontrer leur intérêt.

La digestion anaérobie (i.e. en absence d'oxygène et de nitrate) est un procédé de stabilisation parmi les plus anciens. Ce mode de digestion permet de réduire la masse de solide organique et inorganique (principalement des sulfates) et se caractérise par la production de gaz combustible (CH_4). Le processus de digestion anaérobie se produit en trois étapes : l'hydrolyse, la fermentation et la méthanisation. La première étape consiste en l'hydrolyse de la matière

particulaire en substance soluble assimilable par la biomasse telle que des acides gras volatils, des monosaccharides et des acides aminés. Ces produits solubles sont par la suite fermentés en acides gras volatils (acétate, propionate, butyrate) et hydrogène. Finalement, ces derniers sont transformés en méthane ainsi qu'en gaz carbonique par une biomasse de type méthanogène. La digestion sera influencée par la cinétique d'hydrolyse et le taux d'utilisation du substrat dans les étapes de fermentation et de méthanisation. Ainsi, la température d'opération et le temps de séjour des boues sont des paramètres importants. La plupart des digesteurs étant opérés dans la plage mésophile, un TRB variant entre 15 et 20 jours est typique. Une réduction de solide avoisinant les 65% est alors attendue (Metcalf & Eddy, 2003). La digestion anaérobie est aussi sensible au pH et à la présence de substances inhibitrices. Un contrôle de procédé doit par conséquent être effectué à ce niveau.

Quant à elle, la digestion aérobie est similaire au procédé de traitement par boues activées dans son mécanisme de maintien de la biomasse; en absence de substrat, la biomasse entre en mode de respiration endogène. Il en résulte une diminution de la quantité de boues. Typiquement, on attend une réduction variant entre 38% et 50% de boues pour un TRB de 40 jours à 20°C (Metcalf & Eddy, 2003). Le processus de digestion s'accompagne d'une production de gaz carbonique, d'eau et de nitrate ainsi que d'une consommation d'alcalinité. La température, le TRB et le pH sont des paramètres sensibles d'opération. Parmi les variations de configuration, on compte la digestion à haute concentration d'oxygène ainsi que la digestion aérobie autotempérée. Par rapport à la digestion anaérobie, les avantages et désavantages sont les suivants (Metcalf & Eddy, 2003).

Tableau 2-7 : Avantages et désavantages de la digestion aérobie face à la digestion anaérobie

Avantages	Désavantages
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Réduction des matières volatiles similaire à la digestion anaérobie ➤ DBO du surnageant plus faible ➤ Produit final sans odeur et biologiquement stable ➤ Valeur fertilisante supérieure ➤ Opération relativement plus simple ➤ Investissement initial plus faible ➤ Approprié pour les boues riches en nutriments 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Coût d'opération élevé lié au système d'aération ➤ Les solides digérés sont plus difficile à déshydrater ➤ La performance du procédé est intimement liée à la température

2.3 Biodégradabilité du X_E et du $X_{U,Inf}$

Toutes les approches précédentes visant la réduction de la production de boues ciblent la matière organique, mais sans faire de distinction entre ses composantes. Implicitement, la biomasse (active) est en fait ciblée pour en expliquer leurs principes et mécanismes de fonctionnement. Or, la matière non biodégradable de l'affluent et le résidu endogène généré au sein du réacteur représentent une partie importante de la quantité de boues à gérer. Leur non-biodégradabilité apparente découle du fait que les temps de séjour sont trop courts pour permettre leur hydrolyse, et donc leur assimilation de façon significative (observable). Il y a donc possiblement un grand potentiel de réduction à ce niveau, et il est par conséquent intéressant de s'attarder à cet aspect.

À ce jour, peu de recherches se sont intéressées à la biodégradabilité du X_E et $X_{U,Inf}$. Qu'elles soient centrées sur des procédés aérobie ou sur une digestion anaérobie, toutes ces recherches ont en commun d'être basées sur un temps de rétention des boues fortement prolongé. Il faut noter néanmoins que les quelques études existantes en ce sens s'intéressent davantage au

résidu endogène. La difficulté à cerner la matière non biodégradable proprement dite de l'affluent (cette composante est calibrée dans les modèles) explique en partie cette situation. Dans certains cas, des travaux qui, à priori, ne ciblaient pas ces composantes, présentent des conclusions qui découlent d'observations indirectes. N'étant pas ciblés et réalisés dans des conditions contrôlées, ces travaux offrent une démonstration ou une analyse parfois très sommaire.

Les premiers travaux concluant à une biodégradabilité non négligeable du X_E et du $X_{U,Inf}$ furent réalisés en 1998 (Araújo, et al.). Ces travaux avaient pour objectif de lier l'efficacité de conversion de la matière organique à la fraction active des boues. La démarche expérimentale a consisté à générer des boues en laboratoire constituées d'une fraction active (X_H) variable à l'aide d'un affluent réel, puis à réaliser une digestion anaérobie (20 d, 25°C). Pour ce faire, le système, constitué d'un étang aéré relié à une série de digesteurs aérobies (différents TRB), a été opéré en continu jusqu'à l'atteinte d'un régime permanent. La fraction active a été évaluée en parallèle par une digestion aérobie en cuvée où un suivi de l'OUR a été effectué (Araújo, et al., 1998). Pour chaque échantillon de boues (5), les MVES ont été mesurés en amont et en aval de leur digesteur anaérobie. Cette méthodologie a permis aux auteurs de tracer un graphique de l'efficacité de destruction des MVES en fonction de la fraction active initialement présente.

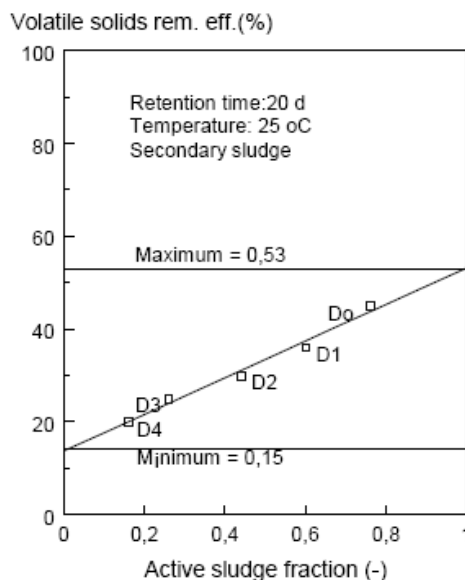


Figure 2-4: Destruction des MVES en fonction de la fraction active
(Araújo, et al., 1998)

L'extrapolation de la droite obtenue aux valeurs extrêmes de la fraction active a , selon les auteurs, permis d'obtenir les valeurs limites de biodégradabilité des boues, soit de 15% (fraction active nulle) à 53% (fraction active de 100%). Araújo et al. ont donc attribué la valeur minimum de 15% à la biodégradabilité de la matière « non biodégradable ».

Une revue des travaux d'Araújo a été réalisée en 2007 (Ekama, et al.). En s'appuyant sur le modèle de digestion anaérobie en régime permanent de Sötemann (2005), Ekama a réutilisé les données disponibles pour remettre en doute la conclusion initiale. Sur la base de travaux passés, il fait valoir qu'une digestion anaérobie de 20 jours ne permet pas la destruction complète d'une biomasse active pure, considérant une constante d'hydrolyse typiquement faible. Ainsi, il en arrive à la conclusion que la matière non biodégradable demeure non biodégradable sous ces conditions de digestion anaérobie. Dans le but de confirmer cette théorie, Ekama a réalisé sa propre expérimentation en laboratoire avec un système BNR ($TRH = 1$ d, $TRB = 15$ d) et d'un digesteur anaérobie ($TRB = 60$ d, 37°C).

Par ailleurs, un MBR à l'échelle de laboratoire a été opéré sur une période de plus de 330 jours par l'équipe de Laera (2005). Ce MBR a été alimenté avec un affluent municipal réel à un taux constant de $1,2 \text{ g DCO} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ durant toute la durée de l'expérience. À l'exception des échantillonnages pour analyse, aucune purge de boues n'a été effectuée, ce qui s'est traduit par un ratio F/M très faible. Les auteurs avaient pour objectifs de démontrer le maintien des performances de traitement du MBR et de la viabilité de la biomasse ainsi que la possibilité d'atteindre une condition d'équilibre pour ce mode d'opération. Ainsi, pour ces derniers, l'équilibre est obtenu après 180 jours d'opération notamment sur la base du graphique de concentration de la liqueur mixte suivant.

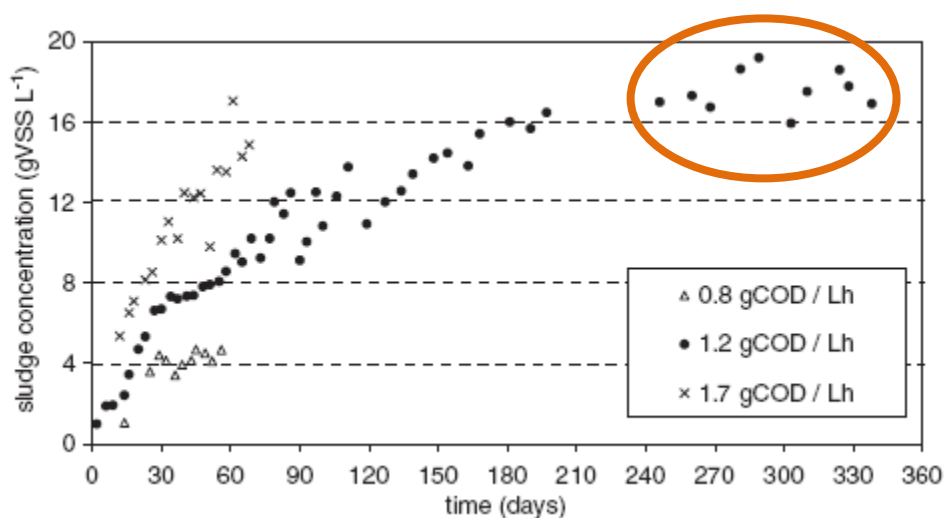


Figure 2-5 : Concentration de la LM du MBR à rétention complète (Laera, et al., 2005)

Or, après 180 jours, la concentration en MVES de la liqueur mixte n'apparaît pas très stable, ayant des concentrations oscillant entre 16 et 19 g/L (approximativement). L'augmentation de la concentration est assurément plus lente mais bien présente. Aucune justification ou explication n'est proposée à cet effet. Quoi qu'il en soit, les auteurs, partant du principe d'une concentration stable de boues, affirment alors qu'aucune accumulation de matériel « inerte » n'a lieu. À l'instar d'une étude précédente, ils attribuent cette situation à la présence de bactéries à croissance lente ayant la capacité de dégrader ce matériel (van Loosdrecht & Henze, 1999), sans plus.

Par la suite, deux projets successifs visant à déterminer la biodégradabilité ultime des boues produites en station d'épuration ont été réalisés (Jones, et al., 2007; 2009). Dans une première étude, les boues primaires et secondaires provenant d'une station d'épuration ont été caractérisées (DCO, solides totaux et en suspension) puis digérées sur une période de 123 jours à 35°C. Une série de flacons a ainsi été préparée avec chacun des types de boues, inoculum et alcalinité (boue primaire). Un flacon était alors sacrifié pour chaque série d'analyse comprenant la DCO_T, DCO_S, MES et MVES ainsi que la quantité de biogaz. Les résultats de ces analyses étaient alors comparés avec une modélisation de cette expérimentation au sein du logiciel Biowin 2.2 (EnviroSIM Associates Ltd.). Dans un premier temps, la simulation a été réalisée avec les paramètres de base du logiciel. Une adéquation raisonnable a alors été obtenue tout au cours de la digestion pour les boues primaires tant pour la DCO, les matières en suspension que la production de biogaz. Cependant, pour les boues secondaires, une bonne adéquation n'a été obtenue que pour les 40 premiers jours environ. Par la suite, les graphiques présentent une déviation de plus en plus marquée, notamment pour la production de biogaz. Ainsi, la simulation a été reprise en introduisant un coefficient de dégradation du résidu endogène b_E de 0,0075 d⁻¹. Une amélioration significative des résultats pour les boues secondaires en a découlé. Les boues primaires sont demeurées peu affectées, ceci étant dû à leur faible concentration en résidu endogène, bien qu'une adéquation légèrement plus faible du modèle soit observable.

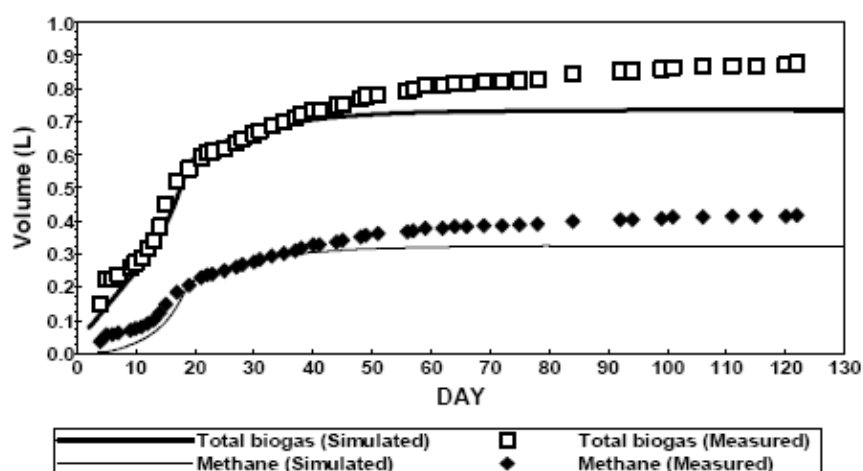


Figure 2-6 : Accumulation du biogaz - Digestion des boues secondaires, $b_E = 0$
Expérience 1 (Jones, et al., 2007)

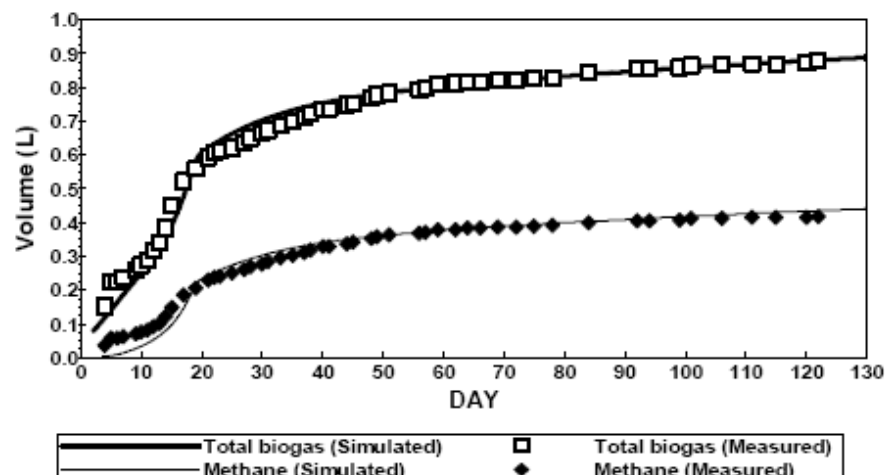


Figure 2-7 : Accumulation du biogaz - Digestion des boues secondaires, $b_E = 0,0075 \text{ d}^{-1}$
Expérience. 1 (Jones, et al., 2007)

Dans le cadre d'une deuxième étude, Jones (2009) a repris essentiellement la même approche expérimentale. Par contre, la digestion a été appliquée sur des boues secondaires générées par des RBS en laboratoire opéré pour trois TRB distincts. Le suivi de la production de biogaz a mené aux mêmes conclusions que l'étude précédente lorsque le même b_E était utilisé. Les travaux de Jones sont intéressants puisqu'ils viennent démontrer et chiffrer la biodégradabilité du résidu endogène. Cependant, aucun état n'est fait sur la matière non biodégradable de l'affluent ($X_{U,Inf}$). Il est envisagé dans ces expériences que seul le résidu endogène soit biodégradable. Or, dans chacun des échantillons de boues utilisés, le $X_{U,Inf}$ est présent et la démonstration de sa non-biodégradabilité n'est pas faite.

D'autre part, des modifications aux modèles de la série ASM et ADM ont été proposées considérant leur capacité limitée à modéliser correctement le procédé *Cannibal* (Johnson, et al., 2008). Ainsi, il effectue une distinction dans un premier temps du matériel « inerte », soit entre le X_E et le $X_{U,Inf}$ (contrairement au modèle ASM). Ensuite, un processus d'hydrolyse du X_E est intégré au modèle actuel, justifié par la modification du métabolisme fondamental de la biomasse lorsqu'exposée à des conditions anaérobies prolongées. Les auteurs n'ont cependant pas développé leur propre base de données pour éprouver leur modèle. Ils ont dû s'en remettre plutôt

à la base de données (guide de dimensionnement) de *Siemens* (propriétaire de la technologie) avec les limitations que cette situation comporte.

Dans le même sens, la modification du modèle ASM a aussi été proposée en 2009 afin de permettre une meilleure modélisation des systèmes opérés à long TRB (Lubello, et al., 2009). Dans cette étude, on relève d'une part qu'une opération des systèmes de traitement à de longs TRB est de plus en plus courante. D'autre part, Lubello relèvent que les auteurs des modèles ASM suggèrent de restreindre l'utilisation de leur modèle pour des TRB inférieurs à 30 jours. Ils constatent aussi que la production de boues est surévaluée dans plusieurs études impliquant de longs TRB. Les auteurs introduisent donc un processus d'hydrolyse du X_E et du $X_{U,Inf}$ au sein du modèle ASM1, mais cependant sans effectuer de distinction entre ces deux composantes (taux de dégradation identique). Suivant l'opération de deux configurations de MBR sur de longues périodes (TRB_1 variable entre 30 d et 105 d, TRB_2 = dynamique sur 120 d), Ils obtiennent une bonne adéquation de leurs données expérimentales avec leur modèle pour un $b_{(E+U)}$ de $0,012d^{-1}$ et $0,014d^{-1}$. En supposant que leurs systèmes aient été opérés à une température de $20^\circ C$ (sans mention précise), ces valeurs apparaissent alors élevées. Toutefois, les deux affluents utilisés contiennent une forte proportion d'eau industrielle (tannerie et textile) ce qui peut possiblement expliquer des valeurs plus élevées.

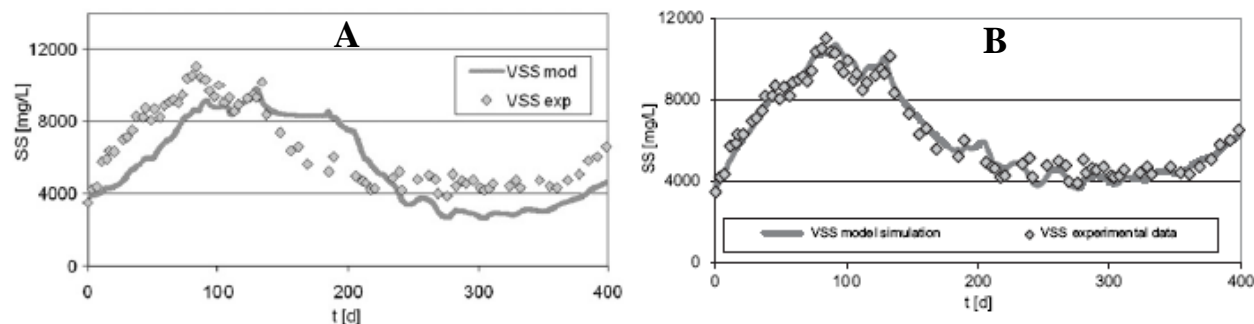


Figure 2-8 : MLVSS en fonction du temps MBR 1 - Modèle ASM (A) et modifié (B)
(Lubello, et al., 2009)

Finalement, une série de travaux ont récemment permis de caractériser de façon spécifique le résidu endogène et déterminer sa biodégradabilité (Ramdani & al., Submitted-a; 2010). Dans le but de bien le cibler, la boue utilisée dans le cadre de ces travaux a été générée en laboratoire en alimentant un MBR (TRB=5.2 d et 10,4 d, HRT=11.7 h, DCO_T= 360 mg/L) avec une solution d'acétate (seule source de carbone) et de nutriments. L'acétate étant entièrement biodégradable, la boue produite était exempte de $X_{U,Inf}$ et était constituée principalement de biomasse active X_H et de résidu endogène X_E . Leur proportion respective (de X_H et X_E) a été estimée par le suivi des MVES et du taux d'utilisation d'oxygène (TUO) au cours d'une digestion aérobie en cuvée, sur une période de 21 jours (Ramdani, et al., 2010). Dans le cadre d'une première démarche expérimentale, les auteurs ont procédé à une digestion en cuvée de ces boues (TRB = 5,2 d) sur une période de 90 jours à une température de 35°C. Deux modes d'opération ont alors été testés soit en condition anaérobie et en condition de fermentation alternée (courte aération quotidienne). Un suivi de la DCO et des MVES au cours de la période de digestion a permis de comparer les résultats obtenus avec des simulations dans Biowin. Ramdani a ainsi déterminé que l'ajout au modèle actuel d'un processus de dégradation du X_E selon une cinétique de premier ordre permettait d'obtenir une bonne adéquation avec les données expérimentales considérant un b_E de 0,005d⁻¹ et 0,012d⁻¹ (anaérobie et fermentation alternée respectivement).

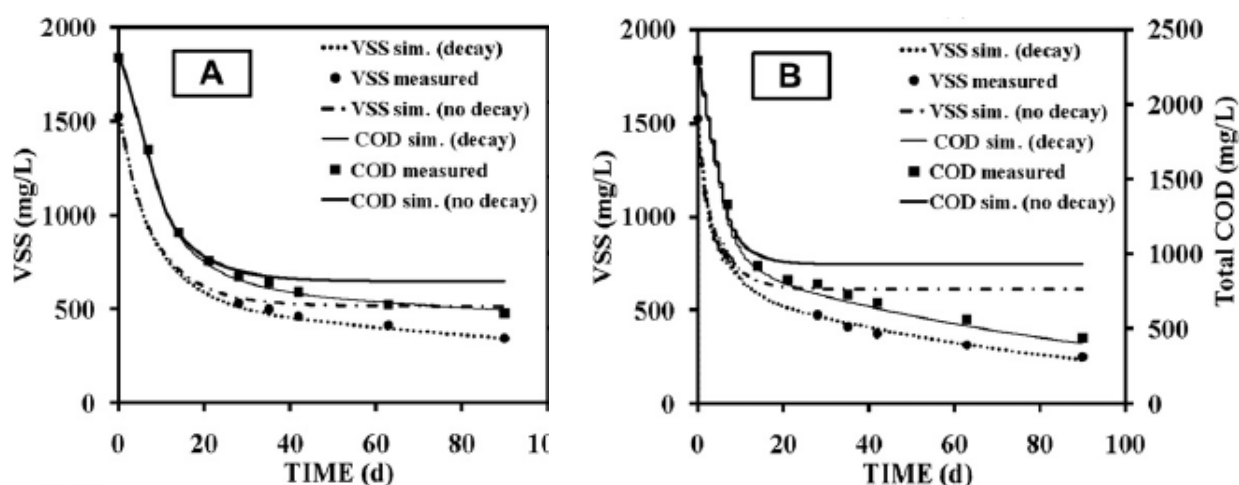


Figure 2-9 : MVES simulé et observé pour la digestion en cuvée de boues d'acétate en mode anaérobie (A) et de fermentation alternée (B) (Ramdani, et al., 2010)

Dans une deuxième expérience, une digestion prolongée des boues générée en laboratoire ($TRB = 10,4$ d) a été réalisée au sein d'une unité de digestion membranaire (MDU). L'emploi d'un MDU a permis la rétention complète des solides tout en ayant une alimentation quotidienne (en cuvée) du réacteur. Deux MDU ont été opérés à 20°C pendant 80 jours en mode aérobie et en mode de fermentation alternée. Un suivi hebdomadaire des MVES a permis de confirmer à nouveau la biodégradabilité du X_E selon ce mode d'opération avec un b_E de $0,0065\text{d}^{-1}$ pour le MDU aéré et de $0,0072\text{d}^{-1}$ pour le MDU en condition de fermentation intermittente.

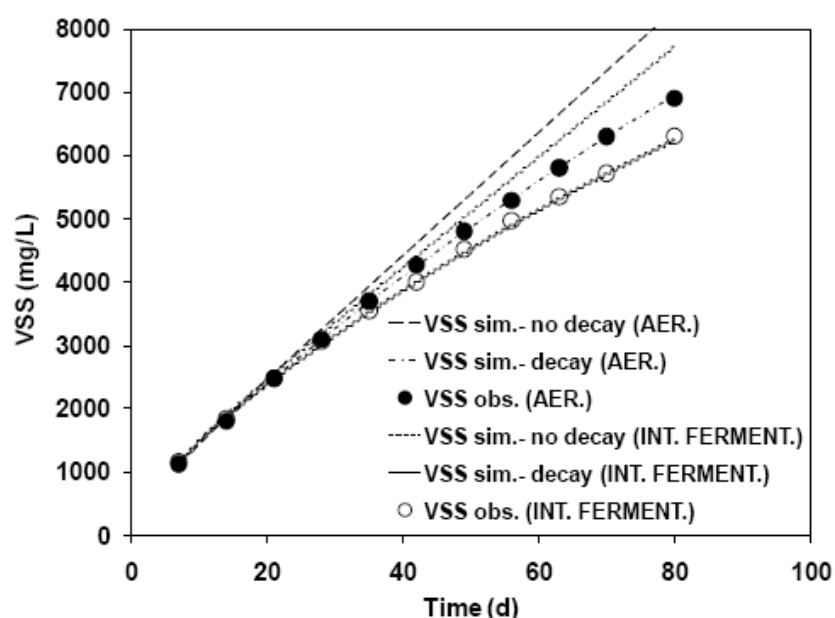


Figure 2-10 : MVES simulé et observé pour la digestion des boues d'acétate en MDU (Ramdani & al., Submitted-a)

Deux dernières digestions en cuvée sous des conditions de fermentation intermittente ont été effectuées sur une période de 150 jours à 20°C et 30°C . Avec le résultat précédent à 35°C , cette dernière expérimentation a permis de déterminer (par le suivi des MVES) l'influence de la température sur la biodégradabilité du X_E . Ainsi, avec un b_E de $0,0075\text{d}^{-1}$ (20°C) et de $0,0104\text{d}^{-1}$ (30°C), un facteur de correction θ de 1,0325 selon la relation de Van't Hoff-Arrhenius a été déterminé. Cette dernière expérimentation a aussi permis de confirmer que la boue n'atteignait pas un niveau ultime de dégradation, du moins dans cette période de digestion.

Tableau 2-8 : Sommaire des recherches sur la biodégradabilité du X_E et $X_{U,Inf}$

<i>Méthodologie</i>			<i>T° (°C)</i>	<i>Taux de dégradation</i>		<i>Notes</i>	<i>Auteurs</i>
<i>Nature</i>	<i>Méthode</i>	<i>Aération</i>		<i>b_U* (d⁻¹)</i>	<i>b_E (d⁻¹)</i>		
BR DC		An	25	-	-	15% du X_E et du $X_{U,Inf}$ sont ultimement biodégradables	Ajaùjo et al (1998)
BR DC		An	25	-	-	Revue du travail d'Ajaùjo. X_E est non-biodégradable	Ekama et al. (2007)
ER MBR		Ox	21	-	-	$X_E + X_{U,Inf}$ se dégrade	Laera et al. (2005)
BR	DC	An	35	0,0075	-		Jones et al (2007)
BR	DC	An	35	0,0075	-		Jones et al. (2009)
ER Modèle		Ox+FA-	-	-	-	$X_E + X_{U,Inf}$ sont biodégradables	Jonhson et al (2008)
ER	MBR	Ax+Ox	20	0,012			Lubello et al (2009)
ER	MBR	Ox	20	0,014			Lubello et al (2009)
BS	DC	An	35	-	0,005		Ramdani et al (2010)
BS	DC	FA	35	-	0,012		Ramdani et al (2010)
BS	MDU	Ox	20		0,0065		Ramdani et al. (Soumis-a)
BS	MDU	FA	20		0,0072		Ramdani et al. (Soumis-a)

b_U^* = taux de dégradation du X_E et du $X_{U,Inf}$ combinés

Nature : BR = boues réelles, ER = eaux réelles, BS = boues synthétiques

Méthode : DC = Digestion en cuvée, MBR = Bioréacteur à membrane, MDU = Unité de digestion membranaire, Mod = modélisation

Aération : An = anaérobie, Ax = Anoxie, Ox = aérobie, FA = fermentation alternée

CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES

Afin d'évaluer le taux de dégradation du $X_{U,Inf}$, la méthodologie expérimentale mise de l'avant est tirée des travaux de laboratoire réalisés par Ramdani et al. (Submitted-a). Ainsi, une boue générée dans une station de traitement municipale a été échantillonnée, stabilisée, caractérisée puis congelée. Cette boue a par la suite servi à alimenter régulièrement des unités de digestion méthanaires (MDU) opérées en laboratoire à 20°C sur une période de plus de six mois. Un suivi de la concentration en MVES au sein des MDU a alors permis d'estimer le b_U par un bilan de masse sur les matières volatiles. Toutefois, n'étant pas en mesure de distinguer le résidu endogène de la matière organique non biodégradable de l'effluent, le modèle a été calibré en intégrant les valeurs de b_E déterminées préalablement (Ramdani & al., Submitted-a). Deux MDU ont ainsi été opérés en parallèle, l'un en mode complètement aéré (MDU#1) et l'autre en mode de fermentation alternée (aération cyclique 2 h/d, MDU#2).

3.1 Boues d'alimentation

Afin de permettre l'alimentation des MDU, la liqueur mixte de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts (boues activées type EBPR, MLVSS: 2000 mg/L, TRB: 10 d) a été échantillonnée (2 barils de ± 180 L, échantillonnage ponctuel, 1 février 2011). Cette station d'épuration a été sélectionnée en considérant que la concentration en $X_{U,Inf}$ serait favorisée par les caractéristiques suivantes :

- TRB élevé;
- Absence de décanteur primaire;
- Aucune coagulation directe ou indirecte – i.e. pas de rejet d'usine d'eau potable.

De plus, la faible industrialisation de la région laisse croire à une opération plus régulière (sans choc de la biomasse) et possiblement une production de boues inorganiques plus faible.

Dans un premier temps, une caractérisation complète de cette boue a été effectuée (DCO et fractionnement, MES et MVES, NTK, NH_4 , NO_x et P_t et o-PO_4). De plus, pour permettre le fractionnement des composantes volatiles de cette boue, la fraction active (F_A) ainsi que le b_H ont été déterminés expérimentalement.

En vue de procéder à l'expérimentation avec une qualité de boues stable au cours du temps, une digestion aérobie a par la suite été effectuée (8,5 d, 23°C). Au terme de cette digestion, la boue a été divisée en volume d'alimentation quotidien ($335,8 \pm 4,5$ mL) puis congelée à -15°C dans des contenants de plastique. Le prélèvement de cette boue s'est alors effectué à l'aide d'une pompe péristaltique et d'un tuyau d'acier inoxydable en position fixe (à 8 cm de la paroi et à 15 cm du fond du baril). Préalablement à la congélation, onze échantillons témoins répartis parmi les 450 contenants prélevés ont été analysés pour les MVES afin de permettre un suivi précis de l'alimentation des MDU. Ces échantillons ont présenté des concentrations moyennes de 897 ± 20 mg/L (7 échantillons répartis parmi les contenants 1 à 300) et 824 ± 13 mg/L (4 échantillons répartis parmi les contenants 301 à 450). Ces deux valeurs sont considérées distinctement puisque les contenants ont été préparés en deux temps (16 heures d'intervalle). La fin de la deuxième période d'emballage est caractérisée par une moins grande qualité de mélange (perte de l'hélice du mélangeur). Malgré tout, les contenants numérotés et les échantillons témoins ont permis d'appliquer un facteur de pondération à chaque volume d'alimentation, permettant ainsi une estimation raisonnable des solides ajoutés aux réacteurs.

Les boues de la station d'épuration de Sainte-Agathe-des-Monts peuvent être fractionnées selon leurs composantes en MVES, soit la biomasse active (principalement X_H), le X_E et le $X_{U,\text{Inf}}$. Il faut noter que, pour un long TRB, la fraction de matière particulaire biodégradable (X_B) est considérée négligeable. Ce fractionnement est déterminé sur la base des équations suivantes :

$$X_H = \frac{\left[\frac{Q * DCO_{t,\text{Inf}} * (1 - f_{US} - f_{UP}) * Y_H * TRB}{(1 + TRB * b_H)} \right]}{V} \quad \text{Éq. 3-1}$$

$$X_E = \frac{\left[\frac{Q * DCO_{t,inf} * (1 - f_{US} - f_{UP}) * f * b_H * TRB * Y_H * TRB}{(1 + TRB * b_H)} \right]}{V} \quad \text{Éq. 3-2}$$

$$X_U = \frac{Q * DCO_{t,inf} * \left(\frac{f_{UP}}{i_{CV,U}} \right) * TRB}{V} \quad \text{Éq. 3-3}$$

où

X_H , X_E , X_U sont respectivement les concentrations de biomasse active, de résidu endogène et de matière organique non biodégradable de l'affluent, mg MVES/L.

b_H est le taux de dégradation de la biomasse hétérotrophe, d^{-1}

f est la fraction de résidu non biodégradable découlant de la respiration endogène (-)

TRB est le temps de rétention des boues, d

f_{UP} est la fraction particulaire non biodégradable de la DCO à l'affluent, mg DCO/mg DCO

f_{US} est la fraction soluble non biodégradable de la DCO à l'affluent, mg DCO/mg DCO

$i_{CV,U}$ est le ratio DCO/MVES pour les solides organiques non biodégradables de l'affluent, 1,6 mg DCO/mg MVES

Y_H est le coefficient de synthèse de la biomasse, mg MVES/mg DCO

La digestion aérobie, quant à elle, est modélisée par les équations qui suivent. Il est à noter que la concentration en $X_{U,inf}$ à ce stade de digestion demeure constante.

$$X_{H(t)} = X_{H0} * e^{-b_H * t} \quad \text{Éq. 3-4}$$

$$X_E = X_{E0} + f * (X_{H0} - X_{H(t)}) \quad \text{Éq. 3-5}$$

Où X_{H0} et X_{E0} sont les concentrations initiales avant la digestion.

La résolution des équations 3-1 à 3-5 est effectuée à l'aide du b_H des boues mesuré et d'un f_{US} estimé en laboratoire (voir section 3.5), du TRB calculé avec les données de la station ainsi que des $i_{CV,U}$ et Y_H typiques. À partir de cette information, la valeur de f_{UP} est alors calibrée de manière à ce que la somme des trois composantes de matières volatiles atteigne la concentration totale mesurée de la boue (en MVES) avant et après digestion. Dans le cadre de ce projet, seule la concentration avant digestion a pu être atteinte. La concentration mesurée après digestion s'avère significativement plus basse que la valeur modélisée. Il est envisagé que des conditions inadéquates de mélange se soit produites au moment de l'emballage de cette boue digérée (se référer au chapitre « Résultat »). Néanmoins, le fractionnement théorique déterminé après digestion est supposé équivalent et est appliqué proportionnellement à la concentration mesurée de MVES.

D'autre part, les équations 3-1 à 3-3 auraient pu être remplacées par les équations de calcul de fraction (en %) suivantes :

$$F_A = \frac{1}{[1+(f*b_H*TRB)] + \left(\frac{f_{UP}}{i_{CV,U}}\right) * \left(\frac{1+(b_H*TRB)}{(1-f_{US}-f_{UP})*Y_H}\right)} \quad \text{Éq. 3-6}$$

$$F_E = \frac{1}{\left[1 + \frac{1}{(f*b_H*TRB)}\right] + \left(\frac{f_{UP}}{i_{CV,U}}\right) * \left(\frac{1+(b_H*TRB)}{f*b_H*TRB*(1-f_{US}-f_{UP})*Y_H}\right)} \quad \text{Éq. 3-7}$$

$$F_U = \frac{1}{\left(\frac{i_{CV,U}}{f_{UP}}\right) * (1-f_{US}-f_{UP})*Y_H * \left[\frac{1+(f*b_H*TRB)}{1+(b_H*TRB)}\right]} \quad \text{Éq. 3-8}$$

où

F_A , F_E et F_U sont respectivement les fractions de biomasse active, de résidu endogène et de matière organique non biodégradable de l'affluent, (-)

La résolution de ces dernières aurait été similaire à l'approche précédente, à l'exception que le point de contrôle avant la digestion des boues aurait été la fraction active (F_A), déterminée

en même temps que le b_H . Toutefois, comme il est élaboré dans le chapitre suivant, la valeur de F_A obtenue a été jugée incohérente et cette approche n'a donc pas été suivie.

3.2 Montage expérimental

Pour évaluer le potentiel de biodégradabilité du $X_{U,inf}$, deux unités de digestion membranaire (MDU) ont été fabriquées. Pour le système pleinement aéré (MDU#1), un réacteur cylindrique en HDPE d'un volume de 23 L a été utilisé, auquel a été fixé un serpentin (LDPE, 15 m, $\varnothing = \frac{1}{4}$ ") puis ce réacteur a été isolé sur sa surface extérieure. Ce dispositif a permis de contrôler efficacement la température du MDU avec un bain circulant thermostaté (Polyscience, modèle 9702). L'agitation du MDU a été effectuée à l'aide d'un mélangeur de laboratoire Cole Parmer (Stir Pack dual shaft, mod. 04555-25) et de deux hélices radiales de 75 mm (3 pouces). Tout au cours de l'expérimentation, un suivi de la température, du pH (Mettler Toledo Pt4805-DPA-SC-S8) et de l'oxygène dissous (Mettler Toledo Ingold 6800) a été effectué. Ces sondes étaient raccordées à une unité de contrôle Bioflo 110 de New Brunswick Scientific. Le contrôle de niveau du MDU a été possible grâce à une sonde de niveau diélectrique New Brunswick Scientific fixé au couvercle du réacteur (aussi raccordé au Bioflo 110). Afin de permettre la séparation du liquide des solides, deux unités de filtration membranaire ZW1 de General Electric ont été employées (fibres creuses, pore de 0,08 μ m) et raccordées à une pompe péristaltique (Masterflex L/S mod. 77200-50). Le suivi de l'accumulation du filtrat lors de la filtration s'effectuait grâce à une balance (Ohaus EC Series, $\pm 0,1$ g). L'aération a été effectuée à l'aide d'une pompe et d'un diffuseur d'aquarium en fonction continue.

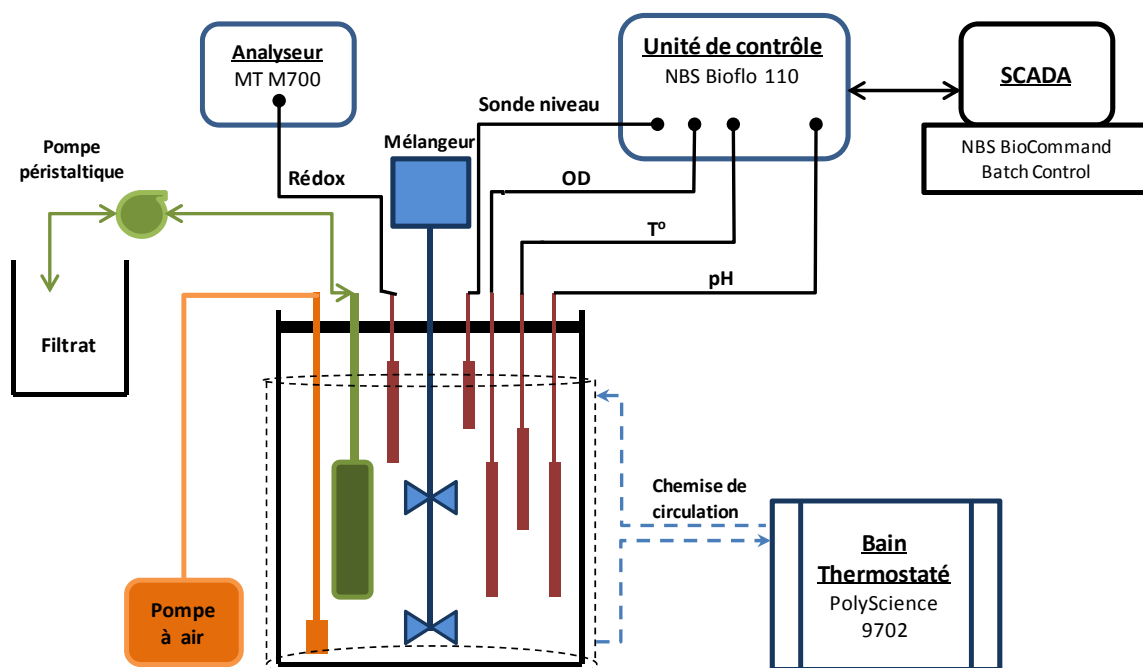


Figure 3-1 : Schéma du montage expérimental

Le système opéré en mode de fermentation alternée (MDU#2) a été conçu de la même façon à quelques exceptions près. D'une part, le profil d'oxydoréduction (Mettler Toledo Pt4805-DPA-SC-S8) a été suivi à l'aide d'un analyseur M700 de Mettler Toledo. Aussi, un seul module de filtration membranaire ZW1 a été employé. De plus, la pompe à air et des cylindres de gaz (CO_2 , N_2 , O_2) étaient raccordés à l'unité « Gaz Mix » du Bioflo avant le diffuseur afin de contrôler le pH et l'oxygène dissous du réacteur. Cette variante au montage avait pour objectif de permettre le maintien de conditions propices à la fermentation à l'extérieur des périodes planifiées d'aération. Ce MDU était aussi fermé de façon hermétique, exception faite des périodes d'alimentation et d'entretien.



Figure 3-2 : Photo du montage expérimental

Finalement, l'acquisition de données et le contrôle du système (fermentation alternée) ont pu être réalisés grâce au logiciel NBS BioCommand Batch Control.

3.3 Mode d'opération

L'opération du MDU#1 a été effectuée sur une période totale de 211 jours. Durant cette période, la température du réacteur a été maintenue à 20 °C et le pH contrôlé entre 7 et 7,8 par ajout ponctuel de bicarbonate de soude (NaHCO_3). L'oxygène dissous quant à lui n'a pas été contrôlé, se maintenant généralement au-dessus des 6,5 mg O_2/L . L'acquisition de ces données a débuté à compter du 13^e jour d'opération. L'agitation a été fixée à une vitesse de 100 rpm et était doublée momentanément avant les périodes d'échantillonnage.

L'alimentation et l'entretien du MDU#1 ont été réalisés chaque lundi, mercredi et vendredi, selon un horaire régulier. Avant l'alimentation proprement dite, un volume de filtrat légèrement supérieur à celui devant être ajouté était filtré. Au cours de cette filtration de deux à trois heures, un ou des rétrolavages de quelques minutes pouvaient avoir lieu aléatoirement (colmatage non problématique). De plus, les parois internes du réacteur et les équipements étaient nettoyés à l'aide de brosses et de filtrat (réservé depuis au plus sept jours). Par la suite, un volume de boue d'alimentation équivalent à 335 mL (environ) pour chaque jour écoulé depuis la dernière alimentation était alors ajouté en bâché au réacteur. Cette boue était préalablement décongelée lentement (20 à 68 heures) au réfrigérateur (4 °C). Suivant l'ensemble de ces manipulations, le niveau du réacteur était ajusté au besoin en fonction de la sonde de niveau diélectrique. Cet ajustement était effectué soit par un ajout de filtrat, soit par une filtration supplémentaire (au moins deux heures suivant l'alimentation).

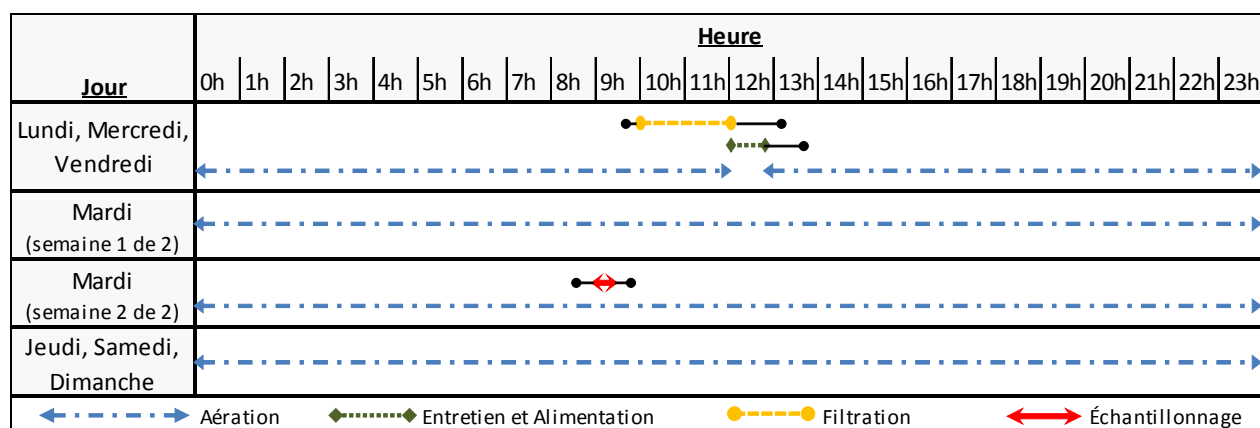


Figure 3-3 : Plage horaire et séquence d'opération – MDU#1

Quant à l'opération du MDU#2, elle a été effectuée sur une période totale de 190 jours. Lors de l'opération, la température du réacteur a été maintenue à 20 °C et le pH à 7,25 par un bullage de gaz (N_2 et CO_2) contrôlé par l'unité Bioflo 1100. Une fermentation alternée a été possible en faisant varier le point de consigne de l'oxygène dissous entre 0% et 23% (0 et 2 mg OD/L), selon un cycle quotidien défini par 22 heures sans aération (mais bullage de N_2 ou CO_2) puis deux heures avec aération (bullage d'air ou O_2). Les ajustements de point de consigne étaient gérés par le système de supervision BioCommand Batch Control. Une acquisition de données pour la température, le pH et l'oxygène dissous a été réalisée dès le démarrage à l'aide de ce

même logiciel. De plus, le profil redox a aussi été suivi et enregistré (à compter du 70^e jour d'opération) afin de valider qualitativement les conditions anaérobies du réacteur. Finalement, l'agitation a aussi été fixée à une vitesse de 100 rpm et était doublée momentanément avant les périodes d'échantillonnage.

L'alimentation et l'entretien du MDU#2 ont été effectués selon la même planification et les mêmes méthodes que pour le MDU#1. La seule particularité est que l'aération du MDU#2 était réalisée au même moment que la filtration lors des jours d'alimentation et d'entretien.

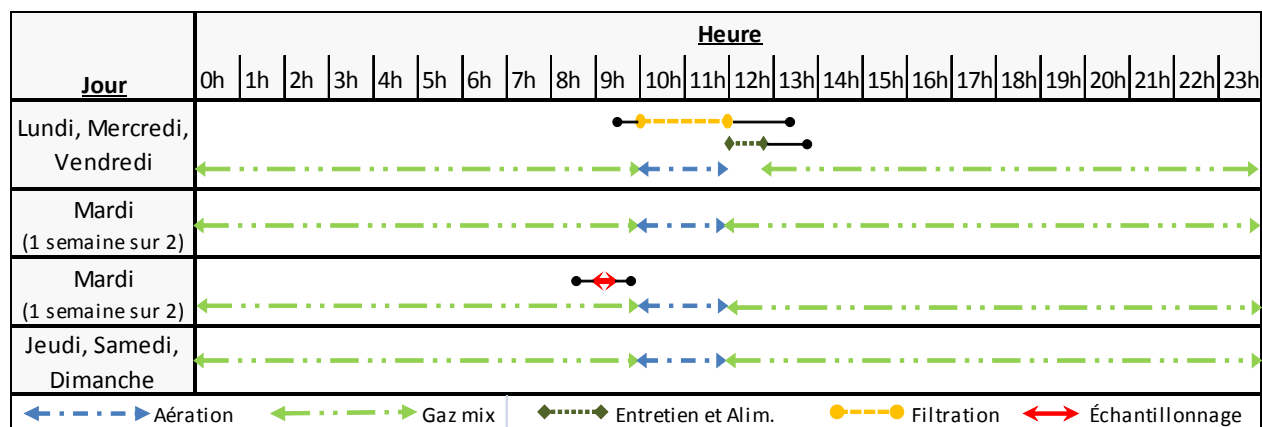


Figure 3-4 : Plage horaire et séquence d'opération – MDU#2

Le mode opératoire des MDU a été revu en date du 29 mars 2011, soit pour les 44^e et 23^e jours d'opération des MDU#1 et MDU#2 respectivement. Cette révision a eu pour objectif de régulariser la méthode de travail mise de l'avant pour, notamment, faciliter l'interprétation des résultats. L'ensemble du mode opératoire est par la suite demeuré constant jusqu'à l'arrêt des MDU; il correspond à celui décrit au sein des paragraphes précédents. Les ajustements mis de l'avant ont consisté à :

- Régularisation de la séquence d'opération et de manipulation (ordre, heure, durée);
- Utilisation du filtrat pour le nettoyage et le nivelage du MDU en remplacement de l'eau distillée;

- Modification du cycle d'aération quotidien double 10h/2h à un cycle 22h/2h pour le MDU#2;
- Élimination de l'unité d'humidification de l'air (gaz) diffusé dans les MDU;
- Hausse de la fréquence des échantillonnages et d'analyses des MDU.

Tableau 3-1 : Consignes d'opération des MDU

Paramètres	Unités	MDU#1 (Valeurs cibles)	MDU#2 (Valeurs cibles)
Température	°C 20 20		
pH	-	7 à 7,8	7,25
Oxygène dissous	mg OD/L	>6,5	0 à 2
Potentiel Rédox	-	n/a	Qualitatif
Sonde de niveau	-	Hauteur fixe (V=16,9 L)	Hauteur fixe (V=17,4 L)
Aération h/d		24	2
Vitesse de mélange	rpm 100		100

3.4 Programme d'analyses

À compter du 29 mars 2011, des analyses sur la boue des MDU ont été réalisées à toutes les deux semaines. Précédemment, seuls les MES et MVES avaient été analysés au 30^e jour d'opération pour le MDU#1, mise à part une série complète d'analyses au démarrage des systèmes. Ainsi, la DCO et ses fractions, les MES et MVES, les composés azotés (NTK, NH₄, NO_x) et phosphatés (P_i, o-PO₄) ont été analysés à tous les 28 jours à compter de cette date. Deux semaines plus tard, et ensuite à tous les mois, les MES et MVES ont été analysés. Dans le cas du MDU#1 en particulier, les mesures d'alcalinité (à compter du 71^e jour d'opération) et d'OUR ce sont aussi ajoutées à toutes les deux semaines. De plus, le filtrat a systématiquement été analysé aux deux semaines pour la DCO (0,08 µm) ainsi que les composés solubles azotés et phosphatés.

Finalement, en plus de la boue d'alimentation analysée pour les MES et MVES avant congélation, dix autres contenants ont été décongelés et analysés (DCO et fractions, MES, MVES, composés N et P) dans le but de contrôler la qualité de ce qui était alimenté aux systèmes.

Les échantillonnages ont eu lieu les mardis matin (entre 9 h 00 à 10 h 00). La DCO, les matières en suspension, le taux d'utilisation d'oxygène (TUO) et l'alcalinité étaient alors analysés la journée même alors qu'un volume de boue et de filtrat était conditionné (homogénéisation, filtration, dilution) et réfrigéré à 4 °C en vue des analyses des composés N et P, normalement réalisées au cours des deux à trois semaines suivantes.

Tableau 3-2 : Programme d'analyse des MDU

<i>Analyses</i>	<i>MDU#1</i>				<i>MDU#2</i>			
	<i>Boues</i>		<i>Filtrat</i>		<i>Boues</i>		<i>Filtrat</i>	
	<i>2 Sem</i>	<i>Mois</i>	<i>2 Sem</i>	<i>Mois</i>	<i>2 Sem</i>	<i>Mois</i>	<i>2 Sem</i>	<i>Mois</i>
DCO		X	X		X		X	
MES/MVES	X			X				
P _t	X					X		
o-PO ₄		X	X		X		X	
NTK	X					X		
NH ₄		X	X		X		X	
NO _x		X	X		X		X	
TUO	X							
Alcalinité			X					

La majorité des analyses de laboratoire ont été réalisées en se guidant sur les méthodes prescrites au sein du « Standard methods for examination of water and wastewater » (APHA, AWWA, & WEF, 2005). Cependant, la conservation des échantillons s'est limitée à un entreposage à 4°C, sans acidification. Les analyses de DCO ont été réalisées à l'aide des solutions

d'oxydation en tube, de bloc de digestion (DRB 200) et d'un spectrophotomètre (DR-2800) de la société Hach. Les matières en suspension ont été, quant à elles, mesurées en filtrant un volume d'échantillon sur papier filtre (Whatman 1,2 μm), séché (103°C) et brûlé (550°C) successivement. Les volumes et masses de solides ont alors été déterminés à l'aide d'une balance analytique de laboratoire (Mettler Toledo AB204-Fact $\pm 0,1$ mg). Les analyses de phosphore et d'azote ont été réalisées à l'aide d'un analyseur à flux injecté Lachat QuickChem 8500 (Méthodes \rightarrow NTK : 10-107-06-2-D, NH_4 : 10-107-06-1-K, NO_3 : 10-107-07-1-O, P_t : 10-115-01-1-C, o- PO_4 : 10-115-01-1-A). Préalablement à l'analyse du NTK et du P_t , une digestion à l'acide sulfurique était réalisée. Pour les mesures d'OUR, un échantillon de 300 mL était prélevé au sein de bouteilles à DBO puis le l'oxygène dissous était mesuré et enregistré à l'aide d'une sonde Hach LDO et de son analyseur HQ 40d Multi. Finalement, l'alcalinité a été évaluée par une titration à l'acide sulfurique 0,1 N (Titracteur automatique Mettler Toledo DL28, sonde pH MT DG115-SC).

3.5 Évaluation expérimentale du X_H et du b_H

La fraction active d'une boue ($X_H + X_{\text{Nit}}$) et le taux de respiration endogène (b_H) de cette dernière peuvent être évalués expérimentalement. En effet, un suivi rapproché des MVES lors d'une digestion aérée sur une période de 21 jours permet de tracer un graphique répondant à l'équation suivante.

$$VSS_{(t)} = VSS_{21} + F_A * VSS_0 * (1 - f) * e^{-b_H * t} \quad \text{Éq. 3-9}$$

où

$VSS_{(t)}$ est la concentration de MVES au temps t, mg MVES/L

VSS_{21} est la concentration en MVES au jour 21, mg MVES/L

VSS_0 est la concentration en MVES au jour 0, mg MVES/L

F_A est la fraction active des boues, sans unité

f est la fraction de résidu endogène (typiquement de 0,2), sans unité

b_H est le taux de respiration endogène de la biomasse, d^{-1} et

t est le temps écoulé depuis le début de la digestion, d

La résolution de cette équation dont le développement est élaboré autre part (Ramdani, et al., 2010) peut être réalisée par la méthode des moindres carrés. Il s'agit dans ce cas de minimiser la différence entre les MVES observés et les MVES modélisés en faisant varier les paramètres b_H et F_A . Alternativement, la forme logarithmique de cette équation se présente sous la forme d'une droite de type « $y = m \cdot x + b$ » dont la pente est $-b_H$ et l'ordonnée à l'origine est $\ln [(1-f) \cdot F_A \cdot VSS_0]$. Les deux données recherchées peuvent alors être estimées par régression linéaire à partir des MVES observés.

3.6 Bilan de masse sur les matières volatiles

Le suivi des MVES au cours de la période d'opération des MDU permet ultimement d'évaluer le taux de dégradation du $X_{U,Inf}$, le b_U . En effet, en comparant le profil des MVES mesurés à celui décrit par l'équation d'un bilan de masse en fonction du temps, le b_U est alors calibré de manière à minimiser la somme des différences élevées au carré (méthode des moindres carrés). Le bilan de masse sur les matières volatiles est décrit par les équations qui suivent pour le système lié à cette expérimentation. Le développement complet des équations pour arriver à ce résultat est présenté à l'Annexe 1.

$$VSS = A * (1 - e^{-b_E * t}) + B * (e^{-b_H * t} - e^{-b_E * t}) + C * (e^{-b_U * t} - e^{-b_E * t}) + VSS_0 * e^{-b_E * t}$$

Éq. 3-10

où les coefficients A, B et C sont définis par les équations suivantes :

$$A = \frac{\left[\frac{VSS_F * Q_F}{V} - (b_H - f * b_H - b_E) * \frac{X_{HF} * Q_F}{V * b_H} + (b_E - b_U) * \frac{X_{UF} * Q_F}{V * b_U} \right]}{b_E}$$

Éq. 3-11

$$B = \frac{-(b_H - f \cdot b_H - b_E) \cdot [X_{H0} - \frac{X_{HF} \cdot Q_F}{V \cdot b_H}]}{b_E - b_H} \quad \text{Éq. 3-12}$$

$$C = X_{U0} - \frac{X_{UF} \cdot Q_F}{V \cdot b_U} \quad \text{Éq. 3-13}$$

et où

- b_E : Taux de dégradation du résidu endogène (d^{-1})
- b_H : Taux de dégradation de la biomasse hétérotrophe (d^{-1})
- b_U : Taux de dégradation de la matière organique non biodégradable de l'affluent (d^{-1})
- f : Fraction de résidu non biodégradable découlant de la respiration endogène (-)
- Q_F : Débit d'alimentation (L/d)
- t : Temps écoulé (d)
- V : Volume du réacteur (L)
- VSS : Concentration de matières volatiles en suspension au sein du réacteur (mg MVES/L)
- $VSSF$: Concentration de matières volatiles en suspension au niveau de l'alimentation (mg MVES/L)
- VSS_0 : Concentration de matières volatiles en suspension initiale au sein du réacteur (mg MVES/L)
- X_E : Concentration de résidus endogènes au sein du réacteur (mg MVES/L)
- X_{EF} : Concentration de résidus endogènes au niveau de l'alimentation du réacteur (mg MVES/L)
- X_H : Concentration de biomasse hétérotrophe au sein du réacteur (mg MVES/L)
- X_{HF} : Concentration de biomasse hétérotrophe au niveau de l'alimentation (mg MVES/L)
- X_{H0} : Concentration de biomasse hétérotrophe initiale au sein du réacteur (mg MVES/L)
- X_U : Concentration de matières organiques non biodégradables de l'affluent au sein du réacteur (mg MVES/L)
- X_{UF} : Concentration de matières organiques non biodégradables de l'affluent au niveau de l'alimentation (mg MVES/L)

X_{U0} : Concentration de matières organiques non biodégradables de l'affluent initiale au sein du réacteur (mg MVES/L)

En fait, de façon rigoureuse, ce bilan de masse devrait être effectué sur la base de la DCO qu'exercent les matières volatiles. Cette situation découle de la propriété de non-conservation des matières volatiles. Comme il a été exposé précédemment, il se produit une dégradation de la biomasse (et probablement des autres matières volatiles), puis une régénération partielle de cette dernière impliquant une perte d'énergie. Toutefois, étant donné la très faible proportion du X_H dans notre système et la faible cinétique de dégradation présumée du X_E et du $X_{U,Inf}$, cette régénération et perte d'énergie s'en trouve masquée. En assumant des ratios i_{CV} similaires pour le X_E et le $X_{U,Inf}$ (cas courant), l'importance d'utiliser des unités de DCO est alors moindre.

Avec un système bien contrôlé ainsi qu'avec une qualité de boues initiales et de boues d'alimentation bien définies (en termes de MVES, X_H , X_E et $X_{U,Inf}$), la courbe d'évolution des MVES au sein du MDU en fonction du temps peut être tracée. Il faut noter cependant que, dans le cadre du présent projet, il n'a pas été possible de déterminer le taux de dégradation du résidu endogène (b_E). Les fractions F_E et F_U ne peuvent être distinguées expérimentalement. Ainsi, la valeur de b_E utilisée est celle déterminée par (Ramdani & al., Submitted-a) sur des boues synthétiques. La valeur de f est quant à elle de 0,20, une valeur typique.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

Ce chapitre présente le bilan des données recueillies et des résultats expérimentaux qui ont été nécessaires à la réalisation de ce projet de recherche. Pour les cas où une information plus détaillée est jugée pertinente pour la compréhension, un renvoi en annexe est effectué afin d'éviter d'alourdir inutilement la lecture. Ce chapitre couvre donc la caractérisation des boues échantillonnées à la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts, la caractérisation des boues d'alimentation du MDU, le suivi de l'opération des MDU et le bilan de masse sur les matières volatiles.

4.1 Caractérisation des boues de la STEP

4.1.1 Données d'affluent

Les boues utilisées dans le cadre de ce projet ont été échantillonnées à la station d'épuration de Sainte-Agathe-des-Monts le 1^{er} février 2011. Pour aider à les caractériser, les données d'opération de la station du 20 décembre 2010 au 1^{er} février 2011 ont été considérées, soit une période équivalente à quatre TRB. Les données complètes pour cette période sont présentées en Annexe 2.

L'affluent de cette station se caractérise par une concentration en DCO particulièrement faible, une présence de nitrate et un ratio élevé DCO/DBO de 3,43. L'étude de conception de la STEP ainsi qu'une étude d'optimisation de cette dernière (Bélanger & Comeau, 1994) rapportent des concentrations en DCO similaires. Il faut noter toutefois que le relief accidenté de la région contribue à l'oxygénation de l'affluent (6,3 mg O₂/L) au sein même du réseau de collecte (Bélanger & Comeau, 1994). La présence de nitrate dans l'affluent est certainement liée, en partie du moins, à cette disponibilité d'oxygène. Par conséquent, il est probable qu'une biomasse nitrifiante (et probablement hétérotrophe) soit présente et entraîne une consommation de DCO rapidement biodégradable (rbDCO) avant l'entrée à la station de traitement. Il en résulte une DCO totale mesurable plus faible, ce qui peut contribuer à expliquer la valeur de 171 mg/L.

Tableau 4-1 : Données d'opération moyennes de la STEP Sainte-Agathe-des-Monts
20 décembre 2010 au 1^{er} février 2011

Paramètres	Unités	Valeurs
<i>Affluent</i>		
Débit	m ³ /d	8878
DCO	mg/L	171
DBO ₅	mg/L	49,8
MES	mg/L	93
MVES	mg/L	88
NH ₄	mg N/L	7,2
NO ₃	mg N/L	3,6
o-PO ₄	mg P/L	0,7
<i>Liqueur Mixte</i>		
LM	mg MES/L	2309
LM	mg MVES/L	1975
<i>Effluent</i>		
MES	mg/L	7,3

D'autre part, le suivi d'une station d'épuration requiert d'effectuer des échantillonnages composés sur une période de 24 heures. En supposant un temps de séjour moyen en bouteille de 12 heures, une consommation additionnelle de DCO rapidement biodégradable est prévisible. Metcalf & Eddy (2003) propose les chiffres de 2,3 g et 6,6 g de rbDCO consommés par gramme d'oxygène et de nitrate (dénitrification) utilisé respectivement. En posant l'hypothèse d'une consommation en bouteille de 3 mg O₂/L et de 1,5 mg NO₃-N/L, c'est donc dire qu'une baisse de l'ordre de 17 mg DCO/L en découle. Cette baisse de DCO, qui en est aussi une de DBO, vient alors gonfler les résultats d'analyse de l'affluent. Il faut aussi noter qu'une analyse de DBO requiert de la rigueur afin d'obtenir une bonne précision et une bonne reproductibilité. Dans un contexte d'opération d'une station de traitement, il n'est pas exclu que des erreurs de procédure et de manipulation surviennent, affectant alors le résultat. Ainsi, le ratio DCO/DBO de 3,43 peut s'expliquer par une sous-estimation de la DBO découlant des deux situations précédentes. Pour ce ratio, la littérature propose couramment des valeurs significativement plus basses, soit de 2,04

pour Dold (2007) ou encore de 2,27 pour Metcalf & Eddy (2003). L'étude de conception de la STEP et celle d'optimisation (Bélanger & Comeau, 1994) rapportent quant à elles un ratio mesuré de 2,41 et 2,52 respectivement. Pour les calculs de fractionnement de la boue (F_A , F_E et F_U), la DCO considérée sera alors ajustée à 188 mg/L.

4.1.2 Temps de rétention des boues

Le temps de rétention des boues de la station de traitement est estimé à 10,7 jours. Le calcul est effectué sur la base de la quantité de solides déshydratés envoyée au site d'enfouissement. Cette approche, par opposition à celle basée sur les rejets liquides (vers l'épaississeur et le filtre à bande), est jugée plus précise. Toutefois, le calcul effectué sur la base des rejets liquides donne un TRB dans le même ordre de grandeur.

Tableau 4-2 : Calcul du TRB – Données moyennes du 20 décembre 2010 au 1^{er} février 2011

Masse dans le système			Masse quotidienne purgée		
Paramètres	Unités	Valeurs	Paramètres	Unités	Valeurs
Masse de boues du réacteur biologique	kg MES	5790	Masse de solides déshydratés purgés	kg MES/d	584
Masse de boues du décanteur	kg MES	1126	Masse de solides perdus à l'effluent	kg MES/d	65
Masse de boues de la conduite de recirculation	kg MES	21			
Masse totale :	Kg MES	6937	Masse totale	kg MES/d	649
TRB = Masse dans le système / Masse quotidienne purgée → 10,7 d					

4.1.3 Biomasse active (F_A) et taux de dégradation (b_H)

Deux tests visant à déterminer la fraction active (F_A) et le taux de dégradation (b_H) de la biomasse ont été réalisés sur la liqueur mixte échantillonnée. Les graphiques qui découlent du modèle (équation 3-9) sont présentés ici bas. Les données complètes d'analyse (MVES) pour les 21 jours de digestion sont présentées en Annexe 3.

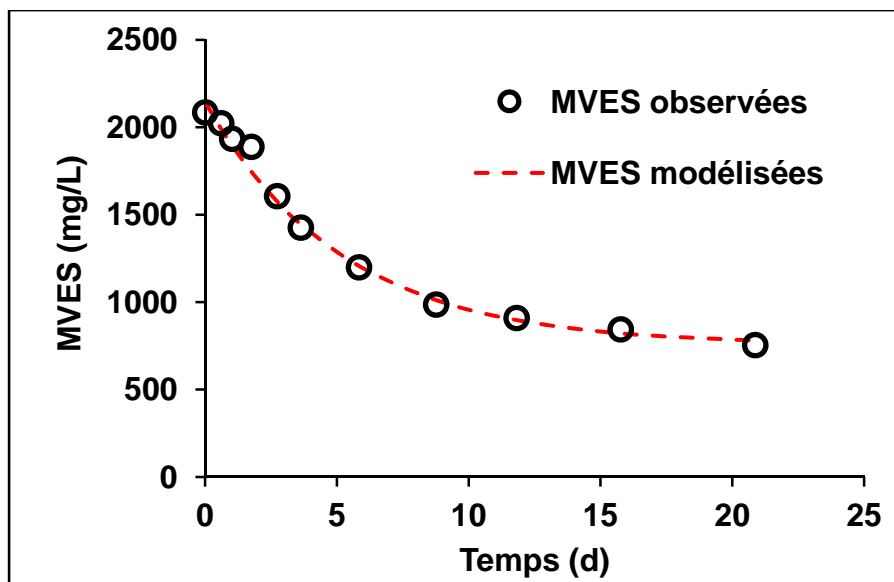


Figure 4-1 : Mesure du F_A et b_H par le suivi des MVES– Test #1

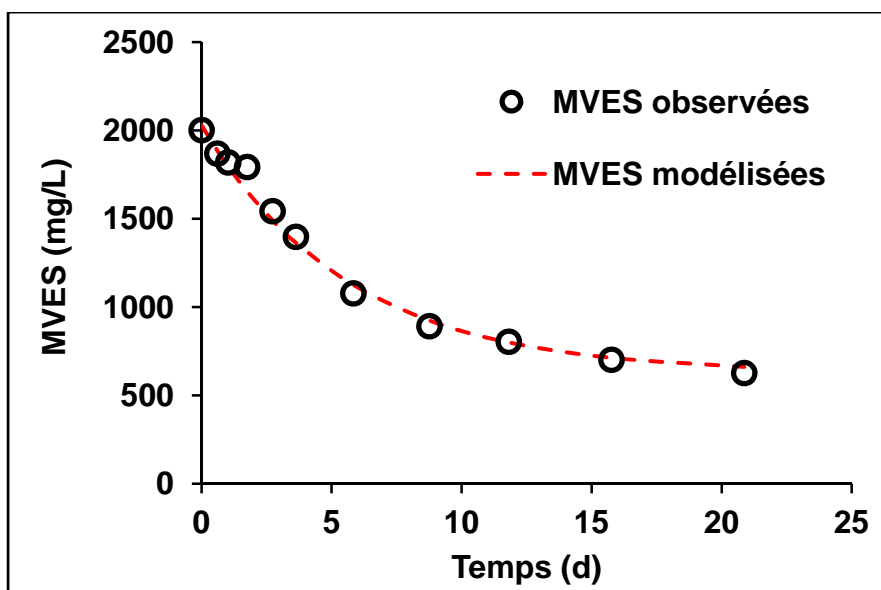


Figure 4-2 : Mesure du F_A et b_H par le suivi des MVES– Test #2

La fraction active et le taux de dégradation de la biomasse qui suivent ont été déterminés suivant une résolution par l'approche des moindres carrés avec les valeurs observées. Pour les deux tests, la valeur de MVES observé à 1,8 jour (donnée #4) a été exclue étant donné l'écart plus important avec le modèle. Il est probable qu'une erreur de manipulation soit survenue à ce moment.

Tableau 4-3 : Fraction active et taux de dégradation de la biomasse au sein de la liqueur mixte

# Essai	F _A	b _H	Notes
Essai #1	83,2%	0,191 d ⁻¹	Point à t = 1,8 d non considéré
Essai #2	87,7%	0,178 d ⁻¹	Point à t = 1,8 d non considéré
Moyenne	85,5%	0,185 d ⁻¹	

Les résultats des ces essais sont questionnables bien que ces derniers aient été réalisés selon les règles de l'art. Seuls le suivi et le contrôle du pH lors de la réalisation de ces essais ce sont avérés plus difficiles avec des valeurs variant entre 6,4 et 7,0 la majorité du temps. Cette plage de pH ne devrait toutefois pas avoir de conséquences sur les résultats. En ce qui a trait à l'évaluation du b_H, la valeur couramment acceptée est 0,24 d⁻¹ pour les eaux usées municipales. Cependant, le taux de dégradation de la biomasse peut varier significativement selon les stations de traitement (Henze, et al., 2000) et une valeur de 0,185 d⁻¹ n'est pas choquante. En revanche, une fraction active de 85,5% apparaît beaucoup trop élevée considérant un TRB supérieur à 10 d. Une telle fraction active signifierait que très peu de X_{U,Inf} est présent au sein des boues puisque le résidu endogène devrait nécessairement constituer l'essentiel de la partie résiduel pour ce TRB. En fait, la fraction active attendue pour les conditions d'opération de la STEP est plutôt de l'ordre de 55%.

Dans les circonstances, un troisième test a donc été réalisé avec la liqueur mixte en provenance de la même station mais dont l'échantillonnage a été effectué le 9 mars 2011. Le suivi des MVES lors de la digestion a aussi été prolongé à 61 jours. Durant toute l'opération, les conditions d'expérimentation ont été parfaitement contrôlées et aucun évènement susceptible d'altérer les résultats du test n'est survenu. La première partie (les 21 premiers jours) a permis de déterminer un b_H de 0,184 d⁻¹ et un F_A de 0,815, des valeurs tout à fait comparables aux deux essais précédents. Toutefois, la concentration en MVES dans le réacteur ne s'est vraiment stabilisée qu'à compter du 40^{ième} jour d'opération, soit près du double de la période normale. Ce constat est difficile à expliquer. Une possibilité serait que le b_H recherché pour cette liqueur mixte soit en réalité beaucoup plus faible que la valeur typique de 0,24 d⁻¹ et que la durée requise de digestion pour atteindre une concentration stable en MVES avoisine alors les 40 jours. En

considérant les données obtenues pendant cette période du test, une résolution par les moindres carrés permet effectivement d'obtenir une bonne adéquation avec les données modélisées en employant un b_H de $0,12 \text{ d}^{-1}$ et une fraction active de 89,6% (Figure 4-3). Par contre, bien qu'il soit admis que le taux de dégradation de la biomasse puisse varier, une telle différence semble très grande à priori. De plus, seule une concentration nulle de $X_{U,Inf}$ à l'affluent permet de retrouver la concentration de la liqueur mixte (1975 mg MVES/L) et une fraction active équivalente ($\approx 85\%$) par simulation de la STEP (Tableau 4-4). Cette dernière hypothèse, improbable, signifierait alors qu'il ne serait pas possible d'en arriver à une conclusion sur la biodégradabilité du $X_{U,Inf}$ dans le cadre de ces travaux de recherche.

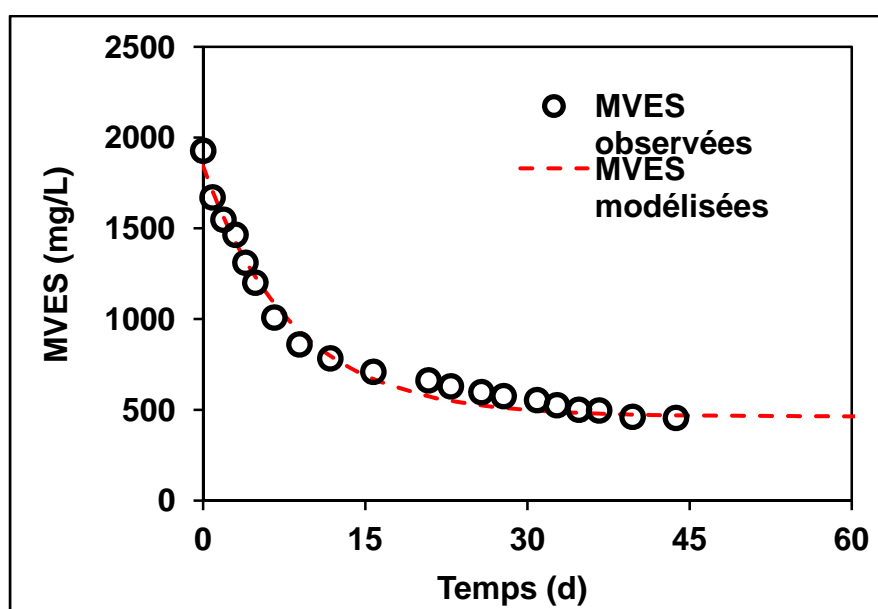


Figure 4-3 : Mesure du F_A et b_H par le suivi des MVES– Test #3

Si l'on considère l'équation 3-6, de nombreux paramètres sont susceptibles d'influencer la fraction active des boues. Néanmoins, aucun d'eux ne peuvent être ajustés raisonnablement (seul ou plusieurs à la fois) de manière à approcher une fraction active de 85,5%. Cette situation est démontrée au sein du tableau 4-4 dans lequel le fractionnement de la liqueur mixte est calculé lorsque notamment le TRB, le b_H , le f_{UP} ou encore le f_{US} varient. Il faut noter que les données accumulées dans le cadre de ce projet ne permettent pas de remettre en question les valeurs dites typiques (f , Y , $i_{CV,U}$).

Tableau 4-4 : Calcul du fractionnement de la LM – Analyse de scénarios

# scénario	$DCO_{t, inf}$ (mg COD/L)	f_{UP}	f_{US}	TRB (d)	b_H (d ⁻¹)	VSS_{Model} (mg/L)	F_A (%)	F_E (%)	F_U (%)
Base	171	0,13	0,05	10,7	0,24	1740	51	18,6	30,4
1	188	0,13	0,05	10,7	0,24	1913	51	18,6	30,4
2	188	0,13	0,05	10,7	0,185	2049	55,9	15,7	28,4
3	188	0,13	0,1	10,7	0,185	1959	54,9	15,4	29,7
4	188	0,135	0,1	10,7	0,185	1973	54,2	15,2	30,6
5	188	0	0,05	10,7	0,185	1700	78,1	21,9	0
6	188	0	0,1	10,7	0,185	1610	78,1	21,9	0
7	188	0	0,1	7	0,185	1288	84,5	15,5	0
8	188	0	0,05	10,7	0,12	1974	84,6	15,4	0
9	188	0,13	0,05	10,7	0,12	2285	63,1	11,5	25,5

Ainsi, le scénario de base utilise les valeurs courantes pour le f_{US} , le f_{UP} et le b_H avec le TRB calculé précédemment. La fraction active atteint alors à peine plus de 50%. Une hausse de la DCO à l'affluent (scénario #1) n'a pour conséquence que d'augmenter la concentration en MVES de la liqueur mixte. Les scénarios #5 à #7 permettent de s'approcher significativement de la fraction active moyenne mesurée. Toutefois, ces scénarios considèrent une concentration nulle de $X_{U, Inf}$ à l'affluent ce qui est improbable tel que mentionné précédemment. Dans le cas du scénario #7, le TRB considéré est aussi beaucoup trop faible par rapport à la valeur calculée. De plus, ces scénarios présentent une concentration en MVES de la liqueur mixte trop faible. Il faudrait par conséquent pouvoir justifier une hausse de la DCO à l'affluent afin d'approcher la concentration moyenne calculée à partir des données d'opération (1975 mg MVES/L).

D'autre part, la présence d'oxygène dissous au sein de l'affluent suggère que le réseau puisse agir à titre de pré-réacteur à la station de traitement. Il est par conséquent envisageable qu'une partie des MVES à l'affluent soit alors de la biomasse active venant augmenter la fraction active à la sortie de la station de traitement. Une simulation de la station de Sainte-Agathe-des-Monts sur le logiciel BioWin 3.1 (EnviroSim) a permis d'étudier l'impact d'une concentration de

biomasse non nulle à l’affluent. Cette simulation a été réalisée en faisant varier la fraction de biomasse active hétérotrophe (F_{ZbH}) à l’affluent de 0,01% à 40%.

Tableau 4-5 : Impact de la biomasse hétérotrophe à l’affluent sur le fractionnement de la LM

$F_{ZbH, \text{aff}} (\%)$	$F_{A, LM} (\%)$	$F_{E, LM} (\%)$	$F_{U, LM} (\%)$
0,01	56,2	8,7	31,5
5	57,1	9	30,8
10	57,9	9,3	30,1
15	58,6	9,6	29,4
20	59,2	9,8	28,7
40	61,3	10,7	26,3

Ainsi, cet exercice permet de constater que la présence d’une biomasse active à l’affluent a très peu d’impact sur la fraction active mesurable au sein de la liqueur mixte. Une hausse de 40% de biomasse hétérotrophe à l’affluent se traduit par une augmentation d’à peine 5% de la fraction active dans la liqueur mixte. Ce faible impact découle du TRB élevé de la station. La biomasse active entrant à la station est presque toute dégradé suivant une période de 10,7 jours.

Devant l’ensemble de cette démonstration, il apparaît clair que la fraction active mesurée de 85,5% au sein de la liqueur mixte est difficilement exploitable dans le cadre de ces travaux.

4.1.4 Analyses de laboratoire complémentaires

Suivant l’échantillonnage du 1^{er} février 2011, une série d’analyses sur la liqueur mixte, sur les boues recirculées (RAS) ainsi que sur l’effluent des décanteurs secondaires a été réalisée

au laboratoire du LGE (École Polytechnique de Montréal). Les deux barils de liqueur mixte contenant environ 180 litres chacun ont été analysés séparément. Les principaux résultats sont présentés dans le tableau qui suit.

Tableau 4-6 : Résultats d'analyses de laboratoire de l'échantillonnage du 1^{er} février 2011
STEP Sainte-Agathe-des-Monts

Paramètres	Unités	LM Barils #1	LM Baril #2	RAS	Effluent Décanteur
DCO _t	mg/L	3448	3078	7008	59
DCO _{1,2µm}	mg/L	27	26	33	24
DCO _{0,45µm}	mg/L	22	23	n/a	21
MES	mg/L	2683	2443	5243	27,2
MVES	mg/L	2085	2002	4332	21,4
NTK	mg N/L	n/a	n/a	368	10.4
NH ₄	mg N/L	8,51	7,86	n/a	n/a
NO _x	mg N/L	0,2	0	n/a	n/a
P _t	mg P/L	n/a	n/a	106	0,4
o-PO ₄	mg P/L	n/a	n/a	n/a	n/a
i _{CV}	mg DCO / mg MVES	1,64	1,52	1,61	1,64
i _{VT}	mg MVES / mg MES	0,78	0,82	0,83	0,79

De ces résultats, il faut noter que la liqueur mixte du deuxième baril présente des valeurs de DCO, de MVES et d'un ratio i_{CV} plus faibles que le baril #1. Or, la liqueur mixte des deux barils a été échantillonnée de la même façon, à cinq minutes d'intervalle. La qualité de mélange au sein du baril ou la méthode de prélèvement (par bécnet en surface) en vue des analyses sont possiblement à mettre en cause. À titre comparatif, la mesure de MVES à la station pour cette journée est de 2240 mg MVES/L. Cependant, l'heure d'échantillonnage à la station de même que les périodes et envergures de purge (contrôlée par minuterie) cette journée-là ne sont pas connues. Une autre particularité se trouve à être la concentration élevée en MES à l'effluent des décanteurs secondaires. La station de traitement dispose d'ailleurs de filtres à titre de traitement

tertiaire. Cette donnée ne peut alors être comparée à celle de l'effluent du tableau 4-1. Finalement, plusieurs données liées aux composés azotés et phosphatés ne sont pas présentées dû à un manque apparent de précision ou encore parce que certaines analyses ont tout simplement été omises par inadvertance.

4.1.5 Fractionnement de la liqueur mixte

Les données et paramètres retenus pour le calcul du fractionnement de la liqueur mixte de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts sont présentés au tableau 4-7.

Devant l'incertitude vis-à-vis l'évaluation de la fraction active (F_A) et l'incapacité d'en justifier raisonnablement la valeur élevée, cette dernière n'est pas considérée pour le calcul du fractionnement. Le b_H moyen mesuré dans le cadre de ces mêmes tests a toutefois été retenu. Cette valeur est représentée graphiquement par la pente de la forme linéaire de l'équation 3-9 ($\ln [VSS_t - VSS_{21}]$ Vs temps). Les difficultés rencontrées lors de la réalisation des tests restent sans influence sur cette pente.

Tableau 4-7 : Données et paramètres de calcul du fractionnement de la LM

Données et paramètres	Unités	Valeurs
Débit	m ³ /d	8878
V _{réacteur}	m ³	2494
Température	°C	8
DCO _{t,inf}	mg DCO/L	188
f _{US}	mg DCO/mg DCO	0,1
f _{UP}	mg DCO/mg DCO	0,135
i _{CV,U}	mg DCO/ mg MVES	1,6
TRB	d	10,7 d
Y	mg MVES / mg DCO	0,47
b _H	d ⁻¹	0,185

Ainsi, le fractionnement de la liqueur mixte de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts pour la période du 20 décembre 2010 au 1^{er} février 2011 est alors déterminé sur la base des équations 3-1 à 3-3. Il est à noter que le f_{US} s'appuie sur les mesures de DCO de la liqueur mixte filtrée à 0,45 µm. Le f_{UP} est quant à lui calibré sur la base de la concentration moyenne de la liqueur mixte.

Tableau 4-8 : Fractionnement de la LM - STEP Sainte-Agathe-des-Monts

Fractions	mg MVES/L	%
F _A	1068	54,2
F _E	300	15,2
F _U	604	30,6

4.2 Caractérisation des boues d'alimentation des MDU

4.2.1 Fractionnement des boues après digestion

La digestion aérobie de la liqueur mixte de Sainte-Agathe-des-Monts a été réalisée entre le 1^{er} et le 9 février 2011. Elle a été effectuée à même les barils d'échantillonnage à une température estimée à 23°C. Au terme de cette digestion, la boue a été emballée (en portion d'alimentation quotidienne) et pesée pour fin de suivi ultérieur. Cette préparation s'est en fait déroulée en deux temps, soit 300 contenants préparés le 9 février en soirée puis 150 le lendemain en après-midi. Le temps de digestion est donc estimé à 8,5 jours.

Lors de cette digestion, le contrôle du pH a été négligé de sorte que la valeur mesurée au moment de l'emballage de la boue a été de 5,7 environ. Dans cette plage de pH, le processus de digestion ne devrait pas être affecté significativement. L'implantation d'un système de contrôle de pH n'est d'ailleurs recommandé que si ce dernier tend à descendre sous les 5,5 (Metcalf & Eddy, 2003). Dans ces circonstances, le plus gros impact se fait sentir sur la biomasse nitrifiante. Les analyses d'azote ammoniacal montrent une augmentation par un facteur de 4 entre les échantillons de liqueur mixte et de boue digérée.

Au terme de la digestion et préalablement à l'emballage de la boue, une pompe à puisard a été introduite dans chacun des barils. Ces pompes avaient pour objectif d'assurer l'uniformité des boues par un transfert entre les barils. Cependant, il apparaît que ce système de mélange additionnel n'ait pas été immobilisé adéquatement. En effet, il semble que la pompe et le mélangeur (baril dans lequel la boue a été prélevée) soient entrés en contact, provoquant alors le décrochage de l'hélice de mélange. Cette situation a probablement limité l'entraînement en suspension des solides. Par conséquent, la concentration en MVES mesurée dans les contenants de boues est nettement inférieure à celle prédite par les équations 3-4 et 3-5. Il est par conséquent posé comme hypothèse que le fractionnement calculé est demeuré le même sans égard aux conditions de mélange. Ainsi, ce fractionnement est appliqué à la concentration des solides mesurés au sein des contenants.

Tableau 4-9 : Fractionnement des boues d'alimentation

Fractions	%	Contenants	Contenants
		1 à 300 (mg MVES/L)	301 à 450 (mg MVES/L)
F _A	17,1	154	141
F _E	36,2	326	299
F _U	46,6	419	384

4.2.2 Suivi et contrôle des boues d'alimentation

Dans l'objectif d'effectuer un suivi rigoureux des solides alimentés aux MDU, chaque contenant de boues digérées a été pesé (+/- 0,1 g) et numéroté. Les numéros de contenants étaient alors relevés au moment de l'alimentation des réacteurs. De plus, onze échantillons de boues digérées répartis au travers les 450 contenants emballés ont été prélevés pour en mesurer leur concentration en MVES (Tableau 4-10). À partir de ces mesures, un facteur de pondération pour chacun des contenants de boues a été appliqué afin d'en définir la masse en MVES qui viendrait alimenter le MDU. Les données caractéristiques de concentration et de masse de solides pour les 450 contenants sont présentées en Annexe 4.

Par ailleurs, dix contenants sélectionnés ont été décongelés puis analysés pour fin de contrôle et pour permettre des bilans de masse sur les MDU (Tableau 4-11). Ainsi, la DCO, les MES ainsi que les composés azotés et phosphatés ont été analysés. Il est à noter qu'une moins grande homogénéité des boues est survenue après la décongélation, menant à une plus grande variation dans les résultats. Quelques analyses ont été reprises et certaines données rejetées (aucune reprise possible). Les données de MVES et d' i_{VT} demeurent dans une plage acceptable par rapport aux analyses qui précédaient la congélation.

Tableau 4-10 : Échantillon de boues d'alimentation – Analyse des MVES

# de contenant	Concentration (mg MVES/L)
Contenants 1 à 300	
1	914
40	892
132	891
200	904
250	868
300a	882
Contenants 301 à 450 (12 h plus tard)	
300b	823
350	813
400	818
450	842

Tableau 4-11 : Boues d'alimentation décongelées – Résultats d'analyse

Paramètres	Unités	Valeurs moyennes
DCO _t	mg /L	1496 ± 56
DCO _{1,2µm}	mg/L	234 ± 22
MES	mg/L	1213 ± 107
MVES	mg/L	845 ± 39
NTK	mg N/L	124 ± 5
NH ₄	mg N/L	39 ± 3,7
NO _x	mg N/L	39 ± 2,5
P _t	mg P/L	49,6 ± 2,2
o-PO ₄	mg P/L	17 ± 0,9
i _{CV}	mg DCO/mg MVES	1,49
i _{VT}	mg MVES/mg MES	0,70

4.3 Suivi d'opération des MDU

4.3.1 Suivi d'analyse des MDU

L'opération du MDU#1 s'est effectuée sans perturbation majeure au cours des 211 jours d'opération. Les ajustements apportés à compter du 29 mars 2011 n'ont eu normalement qu'un impact mineur. Ainsi, hormis les échantillonnages pour fin d'analyse dont les masses de solides retirées ont tous été comptabilisées (un total de 2170 mg de MVES), l'opération du MDU#1 est demeurée très constante. L'alimentation a été considérée selon deux périodes distinctes. Pour les 150 premiers jours d'opération, une masse moyenne quotidienne de $302,7 \pm 6,8$ mg MVES a été ajoutée au réacteur. Par la suite, cette masse moyenne est descendue à $275,8 \pm 6,7$ mg MVES, descente découlant directement de la moins bonne qualité de mélange présumée lors de l'emballage des contenants 301 à 450.

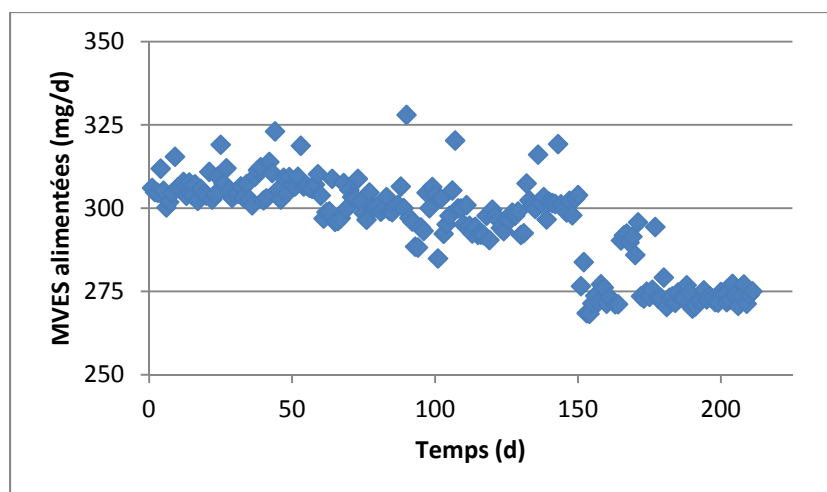


Figure 4-4 : Profil des MVES alimentées au MDU#1

Les analyses de DCO, de solides en suspension et d'OUR pour le MDU#1 ont présenté en général les profils attendus. La DCO présente une tendance croissante plutôt régulière avec l'augmentation de la concentration des matières volatiles (figure 4-5). Toutefois, un léger plateau est observable entre les jours d'opération 71 et 99, malgré un mode d'opération très régulier et une concentration de solides alimentés à peu près constante jusque là. La croissance de la DCO se poursuit par la suite à un rythme similaire. Aucun événement particulier pouvant expliquer cette

situation n'est survenu. Le ratio DCO/MVES se situe entre 1,47 et 1,62 à l'exception d'un point dont la mesure de MVES est douteuse.

Pour les matières en suspension, les concentrations mesurées augmentent aussi de façon régulière (figure 4-6). Le profil des MVES tend à se séparer de celui des MES tel qu'attendu. Cette situation est bien traduite par l'indice i_{VT} qui décroît graduellement jusqu'à environ 0,51. Le bilan de masse sur les matières volatiles permettra d'analyser la tendance des MVES plus précisément. Le profil des MIES quant à lui présente une croissance régulière de la concentration du début à la fin (figure 4-7). Ce profil est une bonne indication que l'opération du MDU#1 s'est effectuée de façon très stable. En effet, la matière inorganique est très peu réactive et est essentiellement conservée dans le réacteur. Il est toutefois possible qu'une faible partie des MIES puisse être dissoute puis éventuellement filtrée. Cependant, les lentes cinétiques envisagées, la période d'opération relativement courte ou encore les limites de solubilité doivent rendre cette élimination de matières inorganiques à toute fin pratique indétectable.

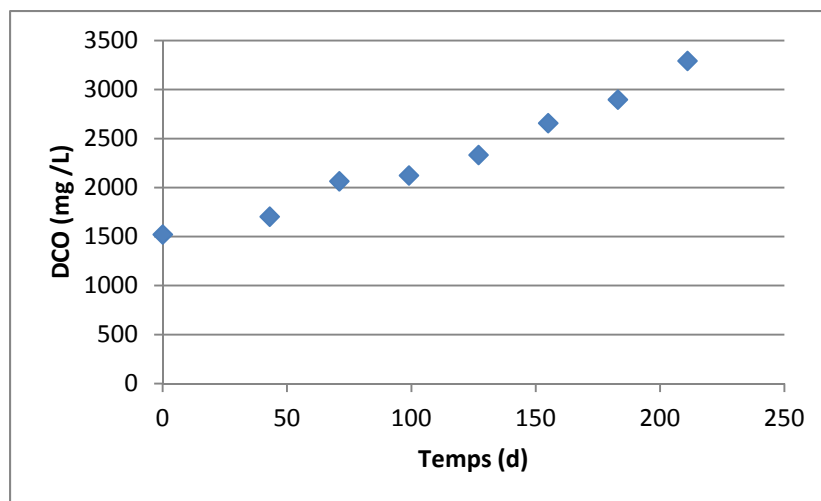


Figure 4-5 : Profil de la DCO du MDU#1

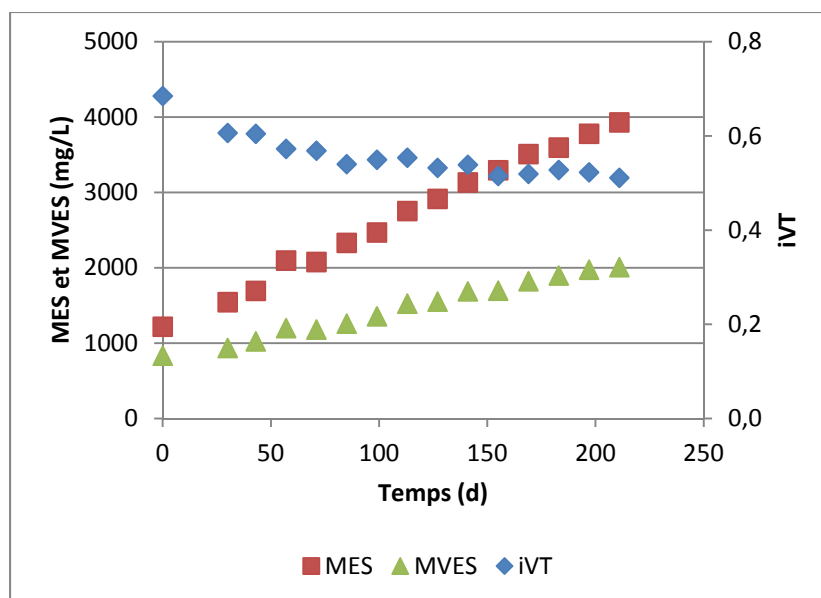


Figure 4-6 : Profil des matières en suspension du MDU#1

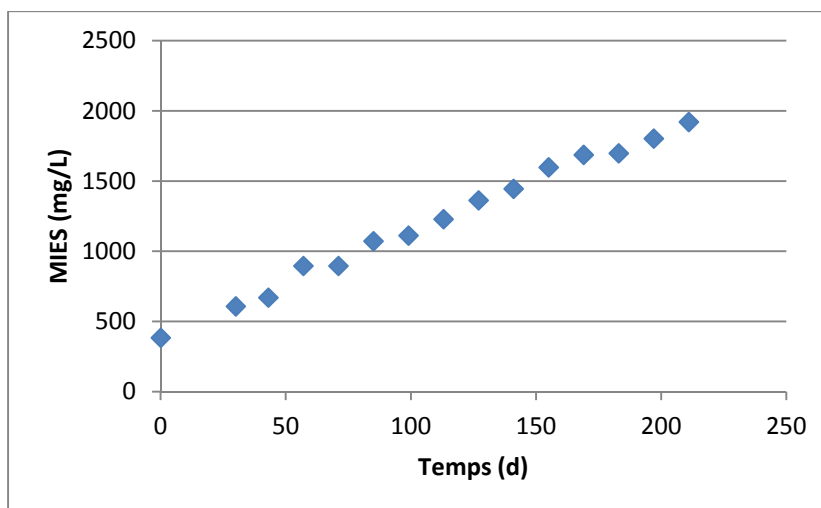


Figure 4-7 : Profil des matières inorganiques en suspension du MDU#1

Les mesures d'OUR, qui traduisent le niveau d'activité de la biomasse, ont présenté une certaine stabilité avec une moyenne de $1,46 \pm 0,06 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (excluant la mesure au démarrage) puis de $1,23 \pm 0,06 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ correspondant au moment où les solides alimentés au MDU ont diminué.

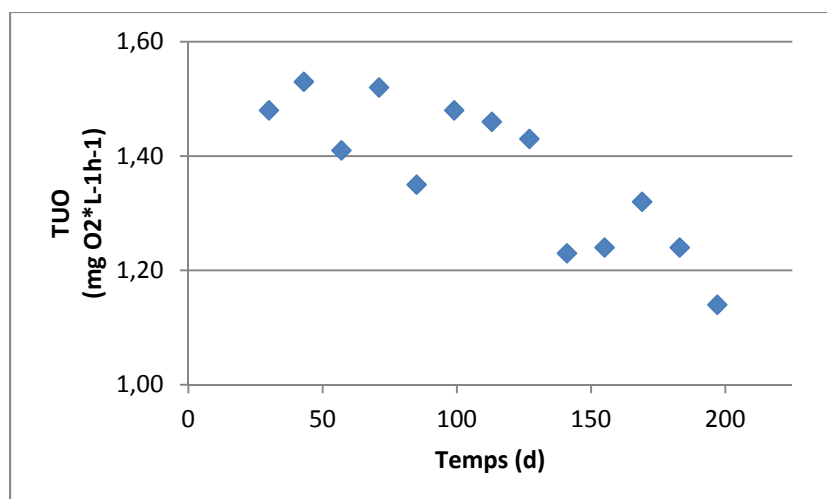


Figure 4-8 : Profil du TUO du MDU#1

Finalement, les analyses sur le filtrat (0,08_{µm}) ont présenté un profil très régulier (concentrations constantes) pour tous les paramètres suivis (DCO, NH₄, NO_x, o-PO₄). Certains résultats sont sortis de la tendance mais découlent probablement d'erreurs de manipulation ou d'analyse. Ils ne sont pas considérés dans les moyennes qui suivent.

Tableau 4-12 : Analyse de filtrat du MDU#1 (moyennes)

Paramètres	Unités	Valeurs
DCO _{0,08µm}	mg/L	40,2 ± 3,6
NH ₄	mg N/L	Non Détectable
NO _x	mg N/L	127 ± 13,9
o-PO ₄	mg P/L	18,5 ± 1,2

Des bilans de masse sur l'azote et le phosphore ont été réalisés afin de confirmer la validité des analyses de laboratoire. Les résultats obtenus ne sont pas particulièrement bons à priori, présentant des écarts de plus de 10% régulièrement. Les conditions d'opération étant bien contrôlées, ces résultats sont peu satisfaisants.

Il faut noter que le délai moyen d'analyse pour l'azote et le phosphore a été d'environ trois semaines (et davantage lors de reprises). Ce délai peut paraître assez long. Néanmoins, une

boue stabilisée et entreposée à 4°C devrait être peu affectée par ce délai, même pour les composés azotés. Par contre, plusieurs analyses sur la boue ont dû être reprises au cours de l'opération du MDU (surtout en NTK et P_t) puisque les résultats paraissaient douteux. Ces reprises ont, la plupart du temps, présenté des écarts de quelques mg/L, voire quelques dizaines dans certains cas. Or, le volume et le mode d'opération du MDU font en sorte que le terme « accumulation » dans le bilan de masse est déterminant dans le calcul. Une étude des données permet de constater qu'un bilan de 100% est atteignable pour le phosphore si l'on admet qu'une variation d'au plus 5 mg P/L est possible entre les concentrations (P_t) du MDU au début et à la fin de la période considérée (dans 5 cas sur 6). Cette étude des données n'est pas aussi concluante pour le bilan en azote. Celui-ci requiert des variations d'azote total beaucoup plus importantes pour obtenir un bilan qui ferme à 100%. Toutefois, les reprises d'analyse pour le NTK ont souvent montré des variations plus importantes que le phosphore, parfois de plusieurs dizaines mg N/L.

Tableau 4-13 : Bilan de masse sur le phosphore du MDU#1

Période	P_t in	P_t out	P_t éch	P_t Accum	Bilan (%)	ΔP MDU	
	(mg P/d)	(mg P)/d	(mg P/d)	(mg P/d)		(mg P/d)	(mg P/L)
29 mars au 26 avril	16,8	6,1	0,55	13,0	117,5%	-2,9	-4,9
26 avril au 24 mai	16,7	6,2	0,56	2,8	57,7%	7,1	11,7
24 mai au 21 juin	16,7	6,2	1,19	8,1	92,7%	1,2	2,0
21 juin au 19 juil.	16,7	6,1	0,72	11,2	108,0%	-1,3	-2,2
19 juil. au 16 août	16,6	6,6	1,23	7,9	94,5%	0,9	1,5
16 août au 13 sept.	16,7	6,2	1,50	11,6	115,6%	-2,6	-4,3

ΔP MDU : Variation de P_t pour le calcul de l'accumulation qui permettrait l'atteinte d'un bilan de 100%

Tableau 4-14 : Bilan de masse sur l'azote du MDU#1

<i>Période</i>	<i>N_t in</i>	<i>N_t out</i>	<i>N_t éch</i>	<i>N_t Accum</i>	<i>Bilan</i> (%)	<i>ΔN MDU</i>	
	(mg N/d)	(mg N/d)	(mg N/d)	(mg N/d)		(mg N/d)	(mg N/L)
29 mars au 26 avril	54,7	32,6	1,4	35,1	126%	-14,3	-23,7
26 avril au 24 mai	54,5	41,3	1,4	3,8	85%	8,0	13,2
24 mai au 21 juin	54,5	43,1	2,8	-10,1	66%	18,7	31,0
21 juin au 19 juil.	54,5	42,2	1,5	13,8	105%	-3,0	-4,9
19 juil. au 16 août	54,2	44,6	2,4	1,9	90%	5,3	8,8
16 août au 13 sept.	54,4	47,6	2,7	21,0	131%	-16,9	-28,0

ΔN MDU : Variation de N_t pour le calcul de l'accumulation qui permettrait l'atteinte d'un bilan de 100%

L'opération du MDU#2 quant à lui s'est déroulée sur une période de 190 jours. La masse de solides retirée au cours de l'expérimentation découlant des échantillonnages pour les fins d'analyse est évaluée à 2474 mg MVES. Aucun évènement particulier au cours de la période d'opération n'a engendré une autre perte mesurable de solides. L'alimentation du MDU#2 a aussi été réalisée et considérée selon deux périodes distinctes. Pour les 128 premiers jours d'opération, une masse moyenne quotidienne de $300,7 \pm 6,6$ mg MVES a été ajoutée au réacteur. Par la suite, cette masse moyenne est descendue à $276,6 \pm 6,7$ mg MVES, suite à la moins bonne qualité de mélange de la boue emballée dans les contenants 301 à 450.

Tout comme le MDU#1, le profil de DCO du MDU#2 présente une tendance croissante régulière avec l'augmentation de la concentration des matières volatiles au sein du réacteur. Un plateau est aussi observable vers la même période (journée d'opération entre 78 et 106) comme si un taux de dégradation de solides supérieur prenait place momentanément. La concentration de solides alimentés est pourtant plutôt constante jusqu'à cette période. Ce plateau reste sans explication particulière. Le ratio DCO/MVES se situe entre 1,44 et 1,60 à l'exception de deux cas qui présentent des ratios anormalement faibles (1,36 et 1,39).

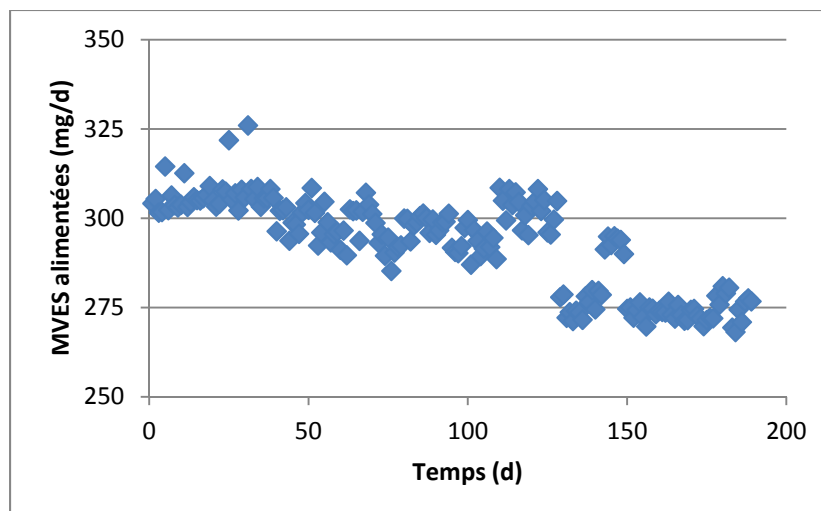


Figure 4-9 : Profil des MVES alimentées au MDU#2

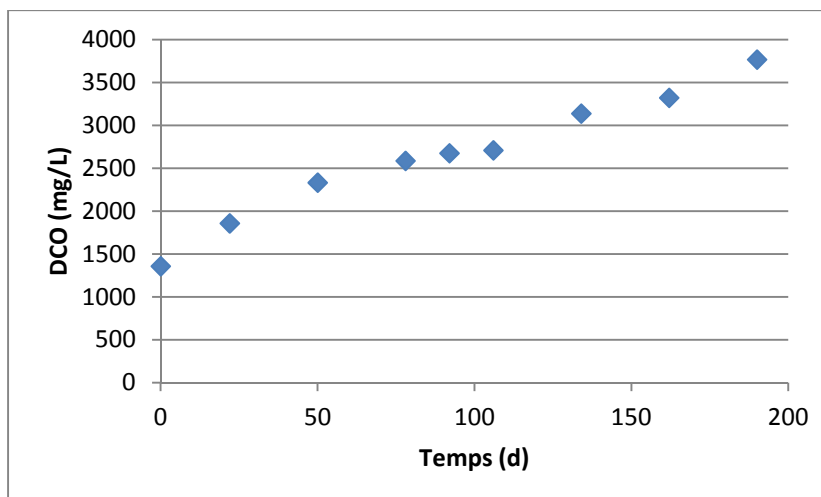


Figure 4-10 : Profil de DCO du MDU#2

Pour les matières en suspension, les concentrations mesurées augmentent de façon régulière. Le profil des MVES tend aussi à se séparer de celui des MES, ce qui est bien traduit par l'indice i_{VT} qui décroît graduellement jusqu'à environ 0,56. Cependant, alors que l'on attend une dégradation supérieure des solides pour ce mode d'opération en fermentation alternée (V_s pleinement aéré), la concentration finale en MVES est supérieure à celle du MDU#1 malgré 21 jours d'alimentation de moins. L'indice i_{VT} est aussi significativement plus élevé, 0,56 ayant été atteint pour le MDU#1 avant la 100^e journée d'opération. Ceci vient confirmer que la dégradation des MVES dans le MDU#2 a été plus lente. Le profil des MIES montre pour sa part une

croissance de la concentration plutôt régulière. Cette régularité n'est cependant pas comparable à ce que présente le MDU#1. Des erreurs de manipulation lors des analyses (jour 162 notamment) ou encore une instabilité de l'opération peuvent possiblement expliquer les variations observées.

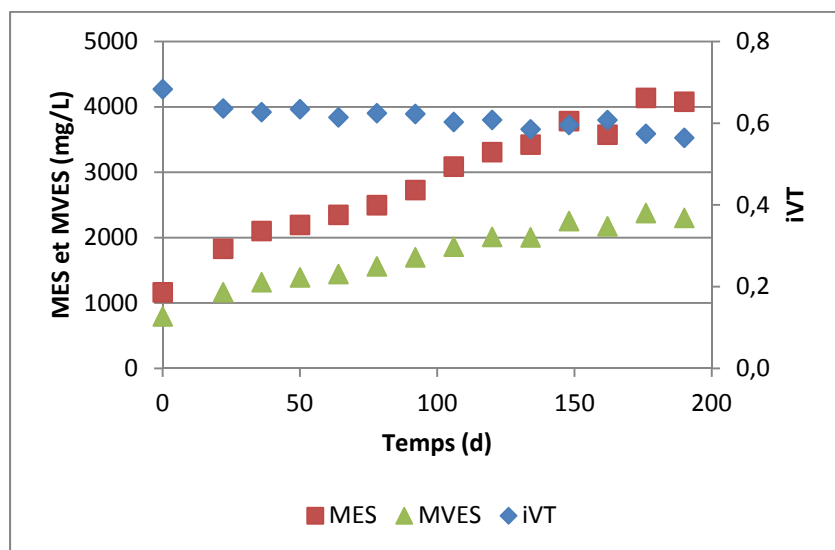


Figure 4-11 : Profil des matières en suspension du MDU#2

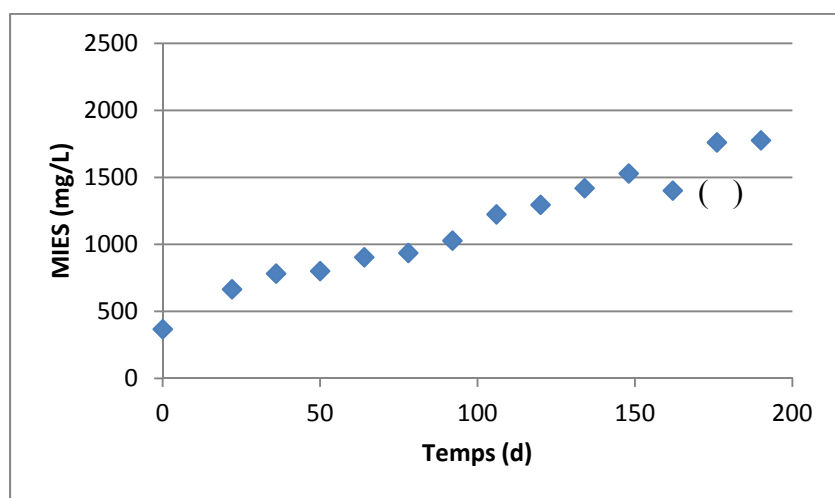


Figure 4-12 : Profil des matières inorganiques en suspension du MDU#2

Finalement, les analyses sur le filtrat ($0,08_{\mu m}$) ont présenté des concentrations à peu près constantes pour la DCO et les ortho-phosphates, mais un profil très variable pour les composés azotés. Ainsi une chute de l'azote ammoniacal pendant plusieurs semaines a été observée alors

que des mesures non nulles de NO_x sont survenues. Il est possible que la période d'aération ait été trop longue, ou encore que le point de consigne d'oxygène dissous ait été mal contrôlé momentanément. Certains résultats sont sortis de la tendance mais découlent probablement d'erreurs de manipulation ou d'analyse. Ils ne sont pas considérés dans les moyennes qui suivent.

Tableau 4-15 : Analyses de filtrat du MDU#2 (moyennes)

Paramètres	Unités	Valeurs
$\text{DCO}_{0,08\mu\text{m}}$	mg/L	$66,0 \pm 10,7$
NH_4	mg N/L	$28,2 \pm 18,8$
NO_x	mg N/L	$1,7 \pm 2,3$
o-PO_4	mg P/L	$16,4 \pm 0,6$

Aucun bilan de masse sur l'azote n'a pu être effectué pour le MDU#2, considérant les périodes de dénitrification ayant lieu. Le bilan de masse sur le phosphore est présenté ci-dessous et les mêmes réflexions que pour le MDU#1 s'appliquent. Ce dernier est cependant meilleur.

Tableau 4-16 : Bilan de masse sur le phosphore du MDU#2

Période	$P_t \text{ in}$	$P_t \text{ out}$	$P_t \text{ éch}$	$P_t \text{ Accum}$	Bilan (%)	$\Delta P \text{ MDU}$	
	(mg P/d)	(mg P/d)	(mg P/d)	(mg P/d)		(mg P/d)	(mg P/L)
29 mars au 26 avril	16,7	5,7	0,4	8,2	85,5%	2,4	3,9
26 avril au 24 mai	16,7	5,4	0,5	10,5	98,1%	0,3	0,5
24 mai au 21 juin	16,7	5,4	1,1	8,3	88,7%	1,9	3,0
21 juin au 19 juil.	16,7	5,3	0,7	11,1	102,0%	-0,3	-0,6
19 juil. au 16 août	16,7	5,5	1,2	10,1	100,2%	0,0	-0,1
16 août au 13 sept.	16,6	5,5	1,7	11,3	111,2%	-1,9	-3,0

$\Delta P \text{ MDU}$: Variation de P_t pour le calcul de l'accumulation qui permettrait l'atteinte d'un bilan de 100%

Les résultats détaillés des analyses du MDU#1, du MDU#2 et de leurs filtrats effectuées au cours du projet sont présentés en Annexe 5. On y retrouve la caractérisation complète des boues et du filtrat effectuée toutes les deux semaines.

4.3.2 Difficultés d'opération et évènements particuliers

Le montage dans sa forme actuelle, les équipements utilisés ou encore les procédures mises en place ont représenté des difficultés à certains égards pour la bonne réalisation du projet. Considérant la période d'opération prolongée, l'ensemble de ces facteurs présentés ici-bas sont susceptibles d'avoir eu une influence sur les résultats en général.

Une limitation importante du montage aura été le petit volume du réacteur combiné à l'encombrement dans toute l'instrumentation interne. D'une part, chaque prélèvement de solides pour le suivi des MDU a eu plus d'impact, en termes d'ajustement de concentration, dans ce système (volume de ± 17 L) que dans des systèmes plus grands. D'autre part, l'encombrement lié à l'ensemble des équipements a limité la capacité de bien nettoyer les réacteurs et de remettre en solution la boue accumulée au dessus du niveau de boues (parois, sondes, couvercle).

De plus, le module de filtration ZW1 a eu tendance, surtout pour le MDU#2, à retenir compactés les solides dans sa partie supérieure où la mobilité des fibres est moindre. L'accumulation de cette boue était particulièrement difficile à retourner en solution dans le réacteur. Il est possible que des rétro-lavages plus réguliers auraient pu limiter cette accumulation de boues, surtout pour le MDU#2 qui ne comptait qu'un module.

Aussi, le nettoyage des MDU s'est effectué en utilisant notamment le jet d'une bouteille de filtrat ainsi qu'une brosse à poils espacés. Le jet de filtrat a contribué à créer des éclaboussures à l'extérieur du réacteur. Pour sa part, la brosse n'a jamais pu être complètement nettoyée des solides retenus dans ses poils lors de son utilisation. Cette situation a mené à une perte de solides non comptabilisée au sein du MDU. Il est par contre difficile de déterminer si cette perte a été significative.

D'autre part, certains évènements ou particularités d'opération ont été relevés tout au cours de la réalisation de ce projet de recherche. Ils sont aussi susceptibles d'avoir eu une influence sur les résultats. Ils sont énumérés dans la liste qui suit.

- Général :
 - Faible reproductibilité des analyses d'azote et phosphore, en particulier NTK et P_t;
 - Contrôle du cycle d'aération peu précis (délai de réaction, surcompensation,...);
 - Interruption fréquente de l'acquisition de données (problème logiciel ou matériel);
 - Formation d'un film sur une base régulière au sein de la ligne de filtration des MDU;

- Évènements MDU#1 :
 - Chute du niveau d'alcalinité malgré le maintien du niveau de pH initial (noté à compter du 19 juillet);

- Évènements MDU#2 :
 - Évènements d'aération (ou d'absence d'aération) non planifiés (dates multiples);
 - Perte de contrôle du pH (6,9) suivant le dérèglement de la sonde (12 juillet)
 - Accumulation de solides ayant une faible activité bactérienne au sein du récipient de filtrat (quelques évènements entre juin et septembre);
 - Perte de contrôle de la température (24°C) suivant le pincage de la ligne de circulation d'eau du bain thermostaté (15 août);

4.4 Bilan de masse sur les matières volatiles

Le bilan de masse sur les matières volatiles est réalisé à ce stade sur la base de l'information déterminée précédemment. La valeur attendue pour chacun des MDU est, tout comme il a été exposé pour le b_E au sein de la revue de littérature, très faible par rapport au b_H .

4.4.1 Bilan de masse sur le MDU#1

Le MDU#1 a été opéré sans connaître de perturbations d'une ampleur susceptible de compromettre les résultats de cette expérimentation. Tel que mentionné, l'alimentation de ce MDU a été considérée en deux blocs au cours des 211 jours d'opération pour refléter la baisse de concentration en MVES dans la deuxième partie de l'expérimentation. Les coefficients A, B et C (équations 3-11 à 3-13) et le calcul du bilan de masse sur les matières volatiles sont établis à l'aide des données suivantes.

Tableau 4-17 : Données de calcul du bilan de masse sur les matières volatiles – MDU#1

Données	Unités	Période	Période
		1 à 150 jours	151 à 211 jours
Q_F	L/d	0,337	0,334
Volume	m^3	16,9	16,9
VSS_F	$mg\ MVES/L$	898	825
VSS_0	$mg\ MVES/L$	834	1815
X_{HF}^2	$mg\ MVES/L$	154	141
X_{H0}	$mg\ MVES/L$	143	16,6
X_{UF}	$mg\ MVES/L$	419	384
b_H	d^{-1}	0,185	0,185
b_E^3	d^{-1}	0,0065	0,0065
f		0,2	0,2
A ⁴	$mg\ MVES/L$	2395	2182
B	$mg\ MVES/L$	-100	-1
C	$mg\ MVES/L$	-895	-221

Le total des matières volatiles alimentés au cours de la période d'opération du MDU#1 a représenté 4388 mg MVES/L (incluant la concentration au démarrage). En tenant compte de la concentration initiale au démarrage et en supposant que seul le X_H se dégrade ($b_E = b_U = 0$), la concentration finale de MVES devrait donc être d'environ 3600 mg/L. Or, elle est en fait de 2008 mg/L (voir données de l'Annexe 5).

² X_{HF} et X_{UF} sont calculés tenant compte du fractionnement préalablement déterminé $F_A = 0,17$, $F_E = 0,36$ et $F_U = 0,47$

³ (Ramdani & al., Submitted-a)

⁴ Coefficients A, B et C calculés à titre indicatif considérant $b_E = b_U$

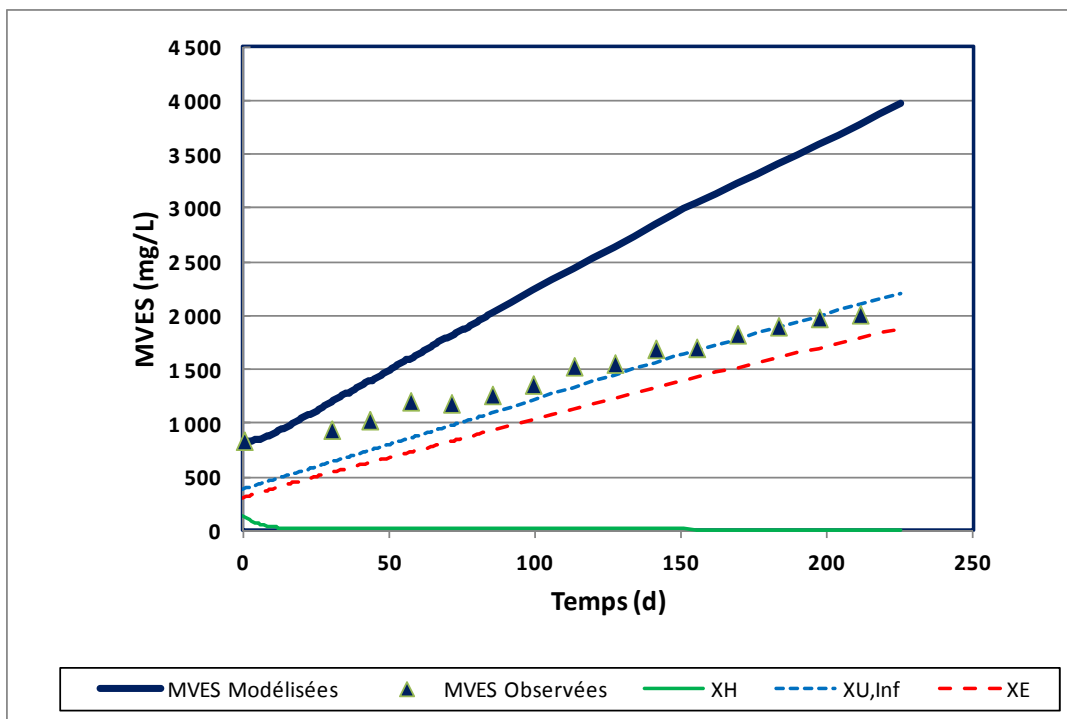


Figure 4-13 : Modélisation des MVES du MDU#1 si $b_E = b_U = 0 \text{ d}^{-1}$

La figure précédente confirme qu'un modèle considérant un b_E et un b_U nuls devient rapidement peu représentatif de la réalité. Ainsi, en introduisant un b_E de $0,0065 \text{ d}^{-1}$ (Ramdani & al., Submitted-a) et en calibrant la valeur de b_U de manière à minimiser l'écart entre les valeurs observées et les valeurs prédites par le modèle, le résultat s'en trouve nettement amélioré. La valeur de b_U optimisée est alors de $0,0059 \text{ d}^{-1}$.

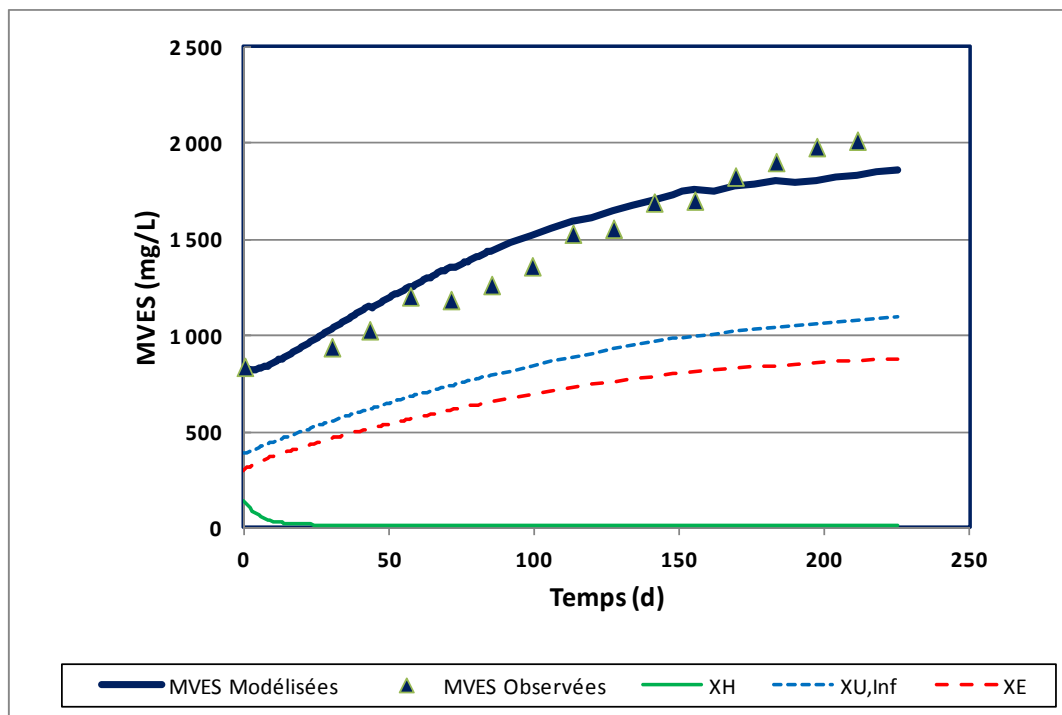


Figure 4-14 : Modélisation des MVES du MDU#1 avec $b_E = 0.0065 \text{ d}^{-1}$ et $b_U = 0,0059 \text{ d}^{-1}$

L'adéquation des valeurs observées de MVES aux valeurs modélisées dans ce dernier cas n'est cependant pas parfaite. D'une part, l'accumulation de MVES stagne momentanément entre le 57^e et le 71^e jour d'opération. Cette accumulation reprend de façon régulière par la suite, mais avec un décalage, ce qui exclut alors une erreur d'analyse des mesures précédentes. D'autre part, les trois dernières mesures se trouvent surestimées par rapport au modèle. Encore une fois, ces données semblent s'inscrire dans une même tendance, ce qui ne permet pas d'envisager une erreur d'analyse.

Différents scénarios ont été analysés afin d'évaluer la sensibilité de certains paramètres et de vérifier si une meilleure adéquation entre les valeurs observées et modélisées pouvait être obtenue.

Tableau 4-18 : Étude de sensibilité – Calibration de b_U du MDU#1

Scenarios	VSS_0 (mg/L)	b_H (d ⁻¹)	b_E (d ⁻¹)	b_U (d ⁻¹)	f	VSS_{max} (mg/L)	TRP (d)	ΣX^2
Base	834	0,185	0,0000	0,0000	0,20	n/a	n/a	5 819
a	834	0,185	0,0065	0,0000	0,20	> 38 000	> 5 000	2 095
b	834	0,185	0,0065	0,0059	0,20	2293	1 100	137
c	834	0,185	0,0065	0,0059	0,15	2308	1 200	132
d	650	0,185	0,0065	0,0050	0,20	2545	1 800	57
e	834	0,24	0,0065	0,0074	0,20	2163	1 000	189

TRP : Estimation du temps requis pour atteindre le régime permanent

ΣX^2 : Somme pondérée des différences des valeurs modélisées et observées élevées au carré (MVES)

Dans le scénario C, la fraction de résidu endogène f est ajustée à 0,15 (Metcalf & Eddy, 2003). Cette hypothèse est envisagée considérant qu'avec un b_H mesuré plus faible que la valeur typique, la valeur de f pourrait tout aussi bien varier légèrement. Cet ajustement implique indirectement une nouvelle calibration de la fraction f_{UP} (0,163) et, par conséquent, de revoir le fractionnement considéré de la boue ($F_A = 0,167$, $F_E = 0,265$, $F_U = 0,568$). Par rapport aux résultats du scénario B (scénario de référence), le b_U calibré ne présente pas de différence significative. Ce dernier s'avère donc peu sensible à la fluctuation du f .

Le scénario D a eu pour objectif d'obtenir la meilleure adéquation des données observées au modèle en supposant que la concentration des MVES au démarrage du MDU#1 avait été surestimée. Avec une concentration de MVES au démarrage de 650 mg/L, il en résulte une amélioration significative lorsque l'on considère la somme des différences élevée au carré. Une erreur de manipulation (échantillonnage, analyse, transfert incomplet des solides au MDU pour le démarrage) demeure une possibilité.

Finalement, le scénario E a évalué l'impact de la digestion d'une boue ayant été produite avec des données et coefficients typiques exclusivement ($f_{UP} = 0,13$, $f_{US} = 0,05$, $b_H = 0,24$ d⁻¹). Tout comme le scénario C, le fractionnement de la boue en a été modifié avec un F_A de près de la

moitié de la valeur originale ($F_A=0,103$ Vs $0,198$). Le résultat global n'est pas amélioré mais fait ressortir l'importance de la caractérisation de la boue sur la calibration du b_U .

Les résultats présentés ci-haut confirment qu'il existe une certaine biodégradabilité du $X_{U,inf}$. Toutefois, plusieurs hypothèses ont été posées dans le cadre de ce projet de recherche qui limite la capacité d'interprétation avec certitude et précision. Le fractionnement de la boue digérée demeure la plus grande incertitude de ce projet, étant donné l'impact qu'elle a sur la détermination du b_U . Néanmoins, il apparaît que le b_U pour cette boue pourrait se situer entre des valeurs de $0,005 \text{ d}^{-1}$ et $0,006 \text{ d}^{-1}$ lorsqu'elle est digérée en mode pleinement aéré.

4.4.2 Bilan sur le MDU#2

Tel qu'il a été exposé précédemment dans ce chapitre, les résultats associés à l'opération du MDU#2 en mode de fermentation alternée sont questionnables. Une dégradation des MVES est effectivement observable. Cependant, elle ne représente à peine plus que ce qui est attendu en posant un taux de dégradation du résidu endogène b_E de $0,0072 \text{ d}^{-1}$ (Ramdani & al., Submitted-a). Ainsi, le total des matières volatiles alimentées à ce MDU est de 3833 mg MVES/L (incluant la concentration mesurée au démarrage). Au terme des 190 jours d'opération, la valeur observée est de 2308 mg MVES/L alors que le modèle prédit une valeur de 2637 mg MVES/L ⁵. Si l'on admet cette valeur de b_E , le b_U calibré est alors de $0,0002 \text{ d}^{-1}$. Considérant les conclusions tirées du MDU pleinement aéré, ce résultat pour le MDU#2 est douteux surtout que l'on attend une valeur de b_U supérieure pour une opération en fermentation alternée.

⁵ $b_E = 0,0072 \text{ d}^{-1}$ et $b_U = 0,00001 \text{ d}^{-1}$

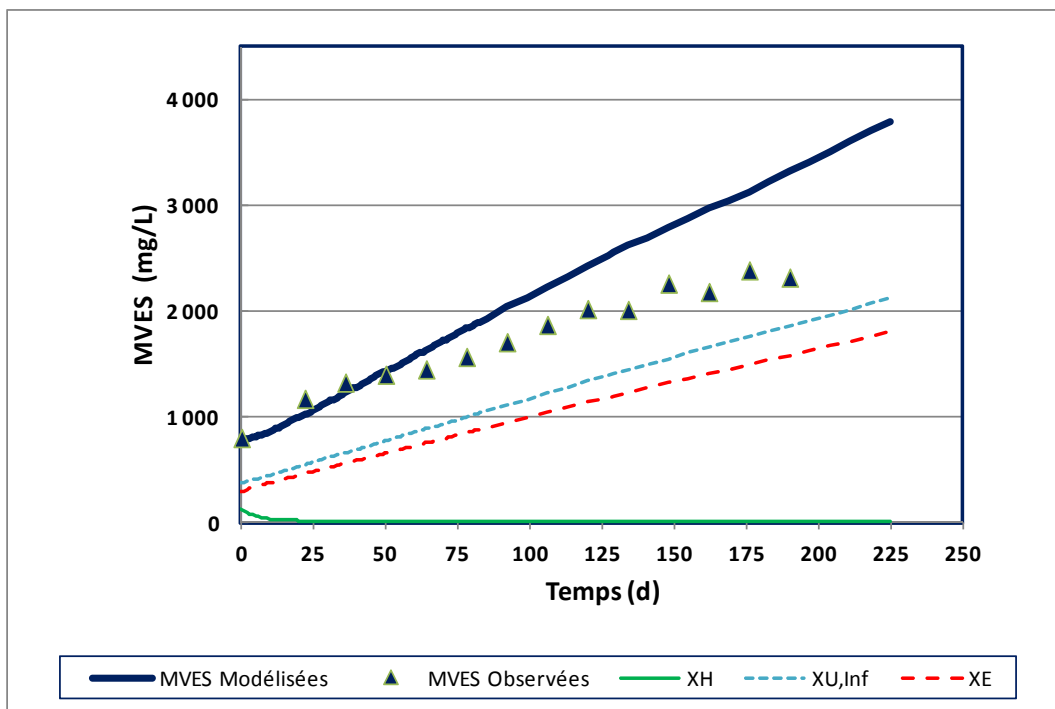


Figure 4-15 : Modélisation des MVES du MDU#2 avec $b_E = b_U = 0,0000 \text{ d}^{-1}$

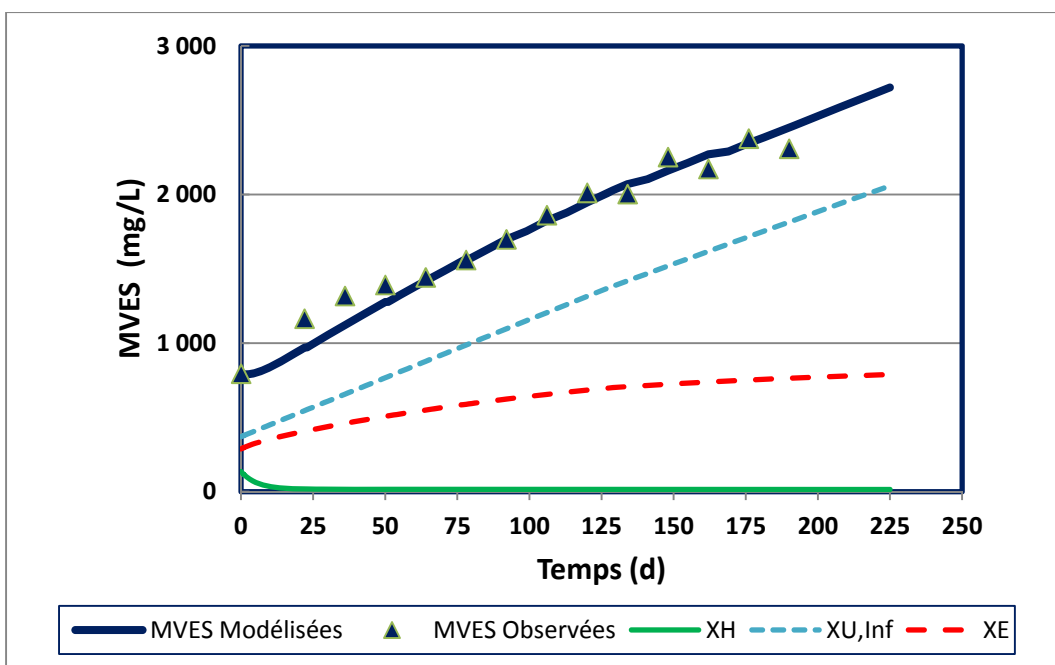


Figure 4-16 : Modélisation des MVES du MDU#2 avec $b_E = 0,0072 \text{ d}^{-1}$ et $b_U = 0,0002 \text{ d}^{-1}$

Tout comme pour le MDU#1, une analyse de sensibilité a été réalisée pour différentes situations dont les résultats sont présentés ici bas. Les scénarios B et C reprennent les cas d'un f de 0,15 à la place de 0,2 ($F_A = 0,167$, $F_E = 0,265$, $F_U = 0,568$) et d'un b_H typique à la place de la valeur déterminée expérimentalement ($F_A = 0,103$, $F_E = 0,426$, $F_U = 0,471$). Pour chacun d'eux, le b_U calibré est à peu près équivalent et demeure très faible.

Tableau 4-19 : Étude de sensibilité – Calibration de b_U du MDU#2

Scenarios	VSS_0 (mg/L)	b_H (d ⁻¹)	b_E (d ⁻¹)	b_U (d ⁻¹)	f	VSS_{max} (mg/L)	TRP (d)	$\Sigma \chi^2$
Base	794	0,185	0,0000	0,000	0,20	n/a	n/a	1217
A	794	0,185	0,0072	0,0002	0,20	>23000	>5000	105
B	794	0,185	0,0072	0,001	0,15	>9500	>5000	104
C	794	0,24	0,0072	0,001	0,200	>8000	>5000	66
D	794	0,185	0,0027	0,0027	0,200	5097	3400	89

TRP : Estimation du temps requis pour atteindre le régime permanent

$\Sigma \chi^2$: Somme pondérée des différences des valeurs modélisées et observées élevées au carré (MVES)

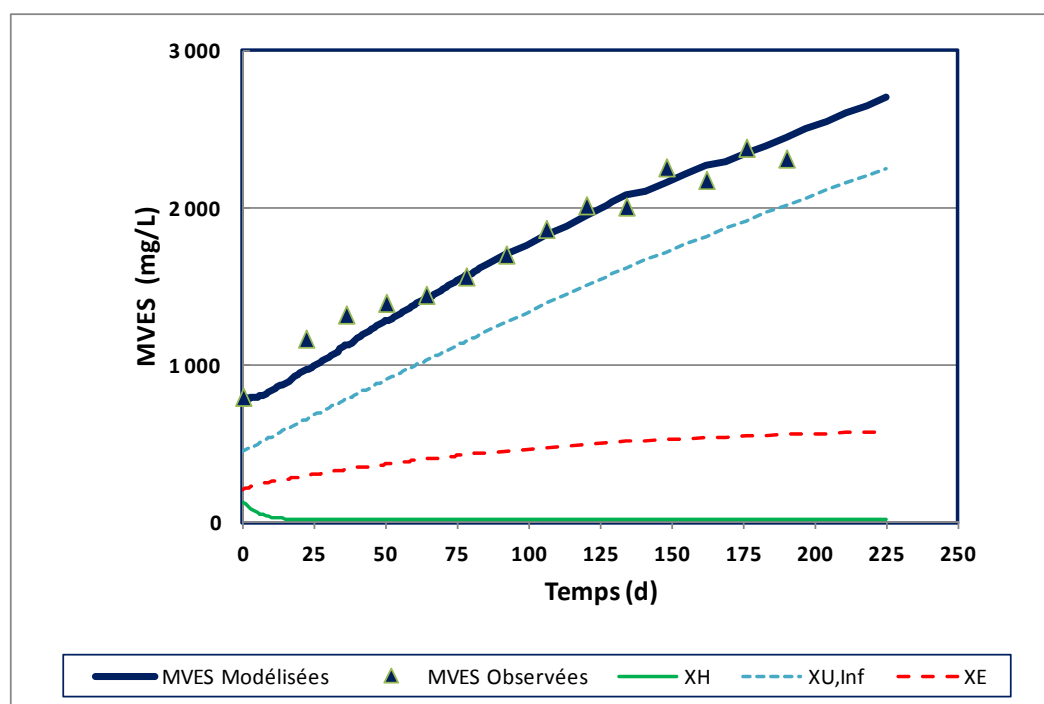


Figure 4-17 : Modélisation des MVES du MDU#2 considérant $f = 0,15$ (scénario B)

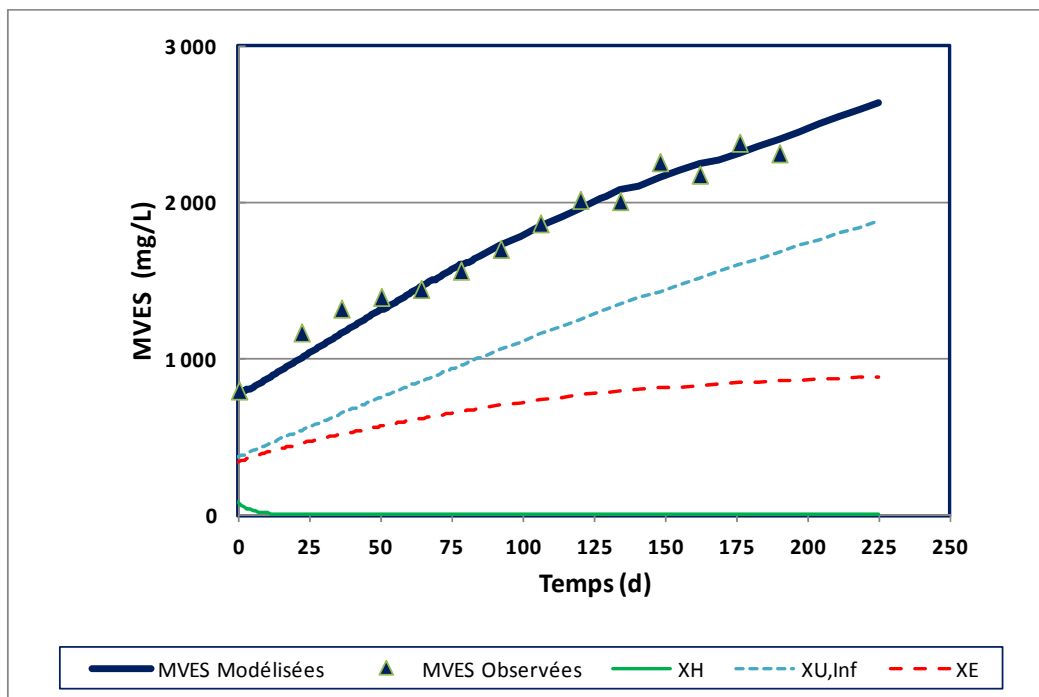


Figure 4-18 : Modélisation des MVES du MDU#2 considérant $b_H = 0,24 \text{ d}^{-1}$ (scénario C)

D'un autre côté, un taux de dégradation du résidu endogène inférieur pourrait être choisi. Cependant, ceci deviendrait difficile à justifier, considérant une littérature limitée sur le sujet qui convient de valeurs, s'il y a lieu, d'au moins $0,0072 \text{ d}^{-1}$ la majorité du temps. De plus, cela reviendrait à devoir résoudre un système d'une équation à deux inconnus (b_E et b_U), donc ayant plus d'une solution possible. Néanmoins, en s'appuyant sur les résultats obtenus avec le MDU#1, on pourrait croire que les valeurs de b_E et b_U sont similaires. Ainsi, le scénario D assume des taux de dégradation équivalents de $0,0027 \text{ d}^{-1}$ une fois calibrés. Cet exercice demeure cependant tout à fait spéculatif.

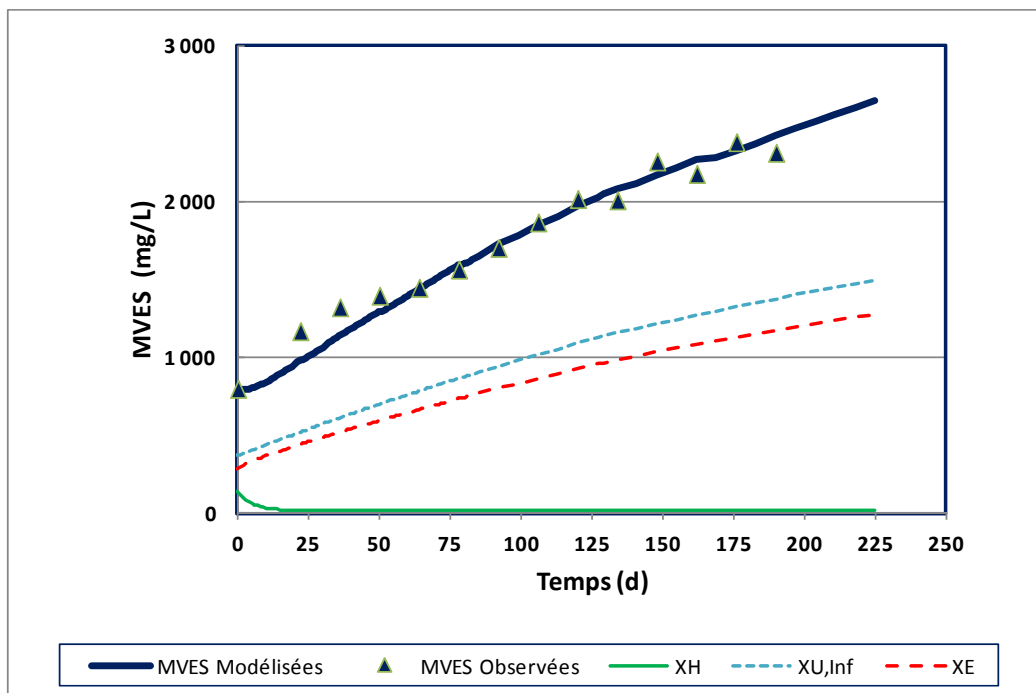


Figure 4-19 : Modélisation des MVES du MDU#2 considérant $b_E=b_U= 0,0027 \text{ d}^{-1}$ (scénario D)

À toute fin pratique, aucune distinction ne peut être faite graphiquement au niveau des profils de MVES modélisés des scénarios A à D. Seuls les profils de X_E et $X_{U,Inf}$ considérés séparément présentent des différences notables en raison des paramètres variables utilisés. De nouveau, cette analyse de sensibilité confirme que la caractérisation des boues utilisées est d'une très grande importance.

Avec l'ensemble de ces résultats, il n'est pas possible de conclure quoi que ce soit sur la biodégradabilité du $X_{U,Inf}$ digéré en mode de fermentation alternée considérant :

- Le manque de contrôle apparent lors de l'opération du MDU#2 (l'aération en particulier);
- Une adéquation raisonnable des valeurs de MVES observés et modélisés pour des valeurs de b_U très variables selon le scénario considéré;
- Des valeurs de b_U significativement plus faibles que celles attendues.

CHAPITRE 5 DISCUSSION

5.1 Synthèse des résultats

Les résultats de ce projet de recherche démontrent la biodégradabilité du $X_{U,Inf}$, contrairement à ce qui est généralement convenu. Sa vitesse de dégradation est toutefois particulièrement lente par rapport à celle de la biomasse. Il est de 30 à 40 fois plus faible que le b_H , ce qui permet de convenir d'une non-biodégradabilité apparente du $X_{U,Inf}$ dans les systèmes de traitement conventionnels. Il existe aussi certainement des conditions plus favorables à sa dégradation (mode d'aération, température, prétraitements, ...), tout comme le X_E (Submitted-a; Ramdani, et al., 2010). Toutefois, cet aspect n'a pu être démontré, si l'on considère les difficultés d'opération du MDU#2 et les résultats peu concluants qui en découlent. Ainsi, des hypothèses émises en introduction, seule la première est vérifiée.

Préalablement à ces travaux de recherche, peu d'études sur la biodégradabilité du $X_{U,Inf}$ ont pu être recensées. En réalité, les quelques études existantes sont presque exclusivement centrées sur la dégradation du X_E (Araújo, et al., 1998; Ekama, et al., 2007; Johnson, et al., 2008; Jones, et al., 2007; Jones, et al., 2009; Laera, et al., 2005; Lubello, et al., 2009; Submitted-a; Ramdani, et al., 2010). Cette situation découle du fait que le X_E et le $X_{U,Inf}$ ont longtemps été considérés ensemble, sans faire de distinction, malgré leur origine bien différente. Par conséquent, il est difficile d'effectuer une comparaison directe des résultats de ce projet avec ce qui a été réalisé dans le passé. Ceci sans compter que les conditions expérimentales ayant été mises de l'avant ne sont pas toujours pleinement comparables à ce qui a été effectué dans ce projet (nature du système, type des boues, température, mode d'aération).

L'ordre de grandeur du b_U , qui est similaire à celui du b_E , était toutefois attendu. Une valeur significativement plus élevée (3 ou 4 fois par exemple) aurait été questionnable. Il serait alors difficile de prétendre à une concentration stable des MVES dans un réacteur considérant un b_U de $0,02 \text{ d}^{-1}$ par exemple. Dans le cadre des travaux répertoriés, cela se serait traduit par l'observation d'une baisse non négligeable, en quelques jours, des MVES associés au $X_{U,Inf}$.

Ainsi, certains auteurs tels que Jones et al. (2007, 2009) ne seraient alors probablement pas arrivés aux mêmes conclusions, eux qui ne considèrent aucun b_U lors de l'interprétation de leurs résultats.

5.2 Validité des résultats

5.2.1 Caractérisation de la boue d'alimentation

Un doute important subsiste quant au fractionnement de la boue utilisée pour la réalisation de ce projet. Les hypothèses effectuées et les difficultés rencontrées ont directement influencé le fractionnement retenu. Or, la composition de la boue a un impact direct sur les résultats obtenus du projet.

En ce sens, l'hypothèse d'une DCO à l'affluent de 188 mg/L au lieu de 171 mg/L (donnée d'opération) à la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts est soutenue par un raisonnement tout à fait plausible. Toutefois, aucune validation sur le terrain n'a pu être réalisée. Or, la valeur calibrée du f_{UP} au sein des équations 3-1 à 3-3 pour ces deux concentrations de DCO varie considérablement, soit de 0,135 à 0,21. Une telle différence signifie que la concentration estimée de $X_{U,Inf}$ dans les boues d'alimentation est supérieure de près de 15 %.

De plus, l'évaluation expérimentale du F_A constituerait un moyen de validation du fractionnement des boues. L'incapacité à obtenir une estimation raisonnable est donc problématique dans cette démarche de caractérisation. Au cours de la réalisation des essais (digestion aérobie de 21 jours), deux situations particulières ont été notées. En premier lieu, le contrôle de pH est devenu problématique. Les lectures sont dénuées, la majorité du temps, dans des plages acides (6,4 à 7) malgré un étalonnage répété des sondes et un ajout régulier de NaHCO_3 pour compenser la consommation d'alcalinité. L'appareillage, dans ce cas, est mis en cause. Le processus de digestion reste néanmoins peu affecté en principe dans cette plage de pH (sauf pour la nitrification). Deuxièmement, la valeur de VSS_{21} de l'équation 3-9 se doit en principe d'être une concentration en MVES à peu près stable au terme des 21 jours de digestion.

En effet, suivant cette période, les MVES résiduels sont composés essentiellement de X_E et $X_{U,Inf}$ qui se dégradent très lentement. Or, une prolongation momentanée (six jours) de la digestion lors des deux premiers essais ainsi que la réalisation d'un troisième essai sur une période de 61 jours ont montré une dégradation additionnelle non négligeable de MVES au-delà de la 21^{ème} journée. Tel qu'il a été exposé, cette situation reste sans explication précise et requiert davantage d'investigation.

Finalement, le mélange probablement inadéquat de la boue au sein des barils au moment de l'emballage contribue à l'incertitude. Il existe une incertitude quant au moment précis de décrochage de l'hélice de mélange. L'aération bien distribuée ainsi que les pompes à puisard auront tout de même assuré un certain mélange de la boue. Dans les circonstances, l'hypothèse d'un fractionnement équivalent à la valeur calculée est jugée la meilleure. Cette hypothèse est faite malgré que les composants de la boue aient probablement une densité différente. Nécessairement, cette hypothèse ne peut pas être validée puisque la concentration calculée et celle mesurée ne correspondent pas.

5.2.2 Ajustement de niveau des MDU

L'une des modifications apportées au mode d'opération du MDU#1 le 29 mars 2011 (43^{ème} journée d'opération), a consisté au retrait de l'unité d'humidification. Cette modification a eu pour conséquence une évaporation plus importante au sein du MDU qui a alors été compensée par l'ajout de filtrat. Ce dernier a par le fait même contribué à ajouter des matières dissoutes au MDU. En effet, une perte de liquide exempt de matière (par humidification de l'air non saturé à travers la colonne d'eau du MDU) a été compensée par un filtrat ayant 40 mg DCO/L (65 mg DCO/L pour le MDU#2). Cependant, cette DCO est jugée faiblement biodégradable, et l'estimation de la compensation ainsi effectuée est plutôt faible. À l'aide d'une charte psychrométrique (Felder & Rousseau, 1986), la compensation quotidienne en eau (filtrat) est de l'ordre de 20 à 30 mL/d (<0,2%). Au terme de l'opération des MDU, la quantité ajoutée de matière dissoute aura été somme toute négligeable et aura eu en principe très peu d'impact sur le bilan des matières volatiles.

5.2.3 Opération du MDU#1

Tel qu'évoqué précédemment, l'opération du MDU#1 s'est déroulée sans difficulté majeure. Le profil des analyses de filtrat, des mesures d'OUR et des ratios i_{VT} démontre d'ailleurs la stabilité ayant prévalu lors de l'opération. Sauf quelques exceptions, les concentrations de DCO, NH_4 , NO_x et $o-PO_4$ mesurées au sein du filtrat sont demeurées très constantes. C'est aussi le cas pour l'OUR qui présente un profil assez stable si l'on tient compte des deux périodes distinctes qui ont caractérisé l'alimentation. Le profil d' i_{VT} quant à lui tend vers une valeur minimale qui est très près d'être atteinte alors que le profil des MIES affiche une croissance très régulière. Ces profils, qui étaient attendus, viennent confirmer la qualité des données accumulées.

Cependant, les bilans de masse sur le phosphore et l'azote auraient dû être meilleurs, considérant les conditions d'opération contrôlées. Néanmoins, le peu de reproductibilité des résultats d'analyse offre une justification raisonnable. Une validation des résultats obtenus à l'interne a été effectuée auprès de deux laboratoires privés. Ainsi, les boues du MDU#1 issues du même échantillonnage et conditionnées de la même façon (exceptionnellement acidifiées) ont été analysées à la fois à l'interne et à l'externe. Malgré une meilleure reproductibilité pour les analyses de phosphore, les résultats ont présenté des écarts significatifs dans tous les cas. Ces résultats variables (P et N) suggèrent qu'une revue de la procédure est de mise en ce qui a trait notamment à la préparation des échantillons (conservation, homogénéisation, digestion), aux longs délais d'analyse ainsi qu'aux faibles volumes utilisés pour ces dernières. Dans ces circonstances, les bilans de masse sur le phosphore et l'azote ne peuvent justifier la remise en question des résultats.

5.2.4 Opération du MDU#2

L'opération du MDU#2 s'est avérée plus compliquée que celle du MDU#1. Des difficultés d'opération nombreuses sont survenues. Les points suivants expliquent pourquoi la validité des résultats du MDU#2 est remise en question et qu'il est préférable de n'émettre aucune conclusion dans le cadre de ce projet.

D'une part, les résultats d'analyse présentés au chapitre précédent (portant sur le MDU#2) ne démontrent pas de façon évidente la même qualité que pour le MDU#1. Malgré un meilleur bilan de masse que le MDU#1 sur le phosphore, les tendances attendues ne se sont pas manifestées. Ainsi, malgré une concentration totale de MVES alimentés plus faible, la concentration mesurée de MVES du MDU#2 au terme de la période d'opération est nettement supérieure à celle du MDU#1. Selon les travaux précédents (Ramdani, et al., 2010, soumis-a), le contraire était attendu. De plus, les analyses sur le filtrat ne montrent pas une tendance très constante. Cette constance aurait exprimé une régularité de l'opération et l'implantation progressive d'un régime stable à l'intérieur du MDU. Les difficultés au niveau de l'aération contribuent à expliquer ce manque de constance.

En effet, les périodes d'aération ont été plutôt irrégulières tout au long du projet, malgré une planification qui se voulait très régulière. Ainsi, le cycle d'aération, en plus d'être ajusté à compter du 29 mars 2011, a connu par la suite des ratés à quelques occasions. Certaines périodes d'aération n'ont pas eu lieu ou ont été décalées dans le temps alors qu'à une occasion, elle s'est maintenue pour environ 24 heures. Les minimum et maximum du profil Rédox sont devenus très variables. À tout le moins, le profil Rédox montre effectivement l'évolution des conditions internes du milieu pour la majorité des jours d'opération. En plus, l'atteinte du point de consigne en oxygène dissous (23%) est toujours devenue laborieuse, étant régulièrement surcompensé (à des niveaux variables de OD) pendant plusieurs minutes. Le système électrique ainsi que la fiabilité de l'unité de contrôle et du logiciel de supervision sont mis en cause. Devant ce manque de constance, il est probable qu'aucune biomasse en particulier n'ait été favorisée. Il est aussi possible que le point de consigne de l'oxygène dissous se soit avéré trop élevé pour permettre le maintien d'une biomasse à caractère strictement anaérobie. Une présence d'oxygène dans le MDU était généralement mesurable pendant près de quatre heures par jour.

D'autre part, des amas de solides pouvant se dissoudre facilement se sont accumulés de façon cyclique au sein du récipient de collecte de filtrat à partir du 12⁰ jour d'opération. Ce constat a été fait malgré un nettoyage et une désinfection répétés du récipient à la suite du premier événement. Sous le microscope, une activité bactérienne faible a été confirmée au sein de

ces amas de solides. Visuellement, aucun solide n'a semblé atteindre le récipient de collecte de filtrat directement par la filtration. Au démontèlement du système cependant, l'intégrité du module de filtration ZW1 a présenté des faiblesses.

5.3 Limites méthodologiques à l'interprétation

La qualité (ou validité) des données, la méthode ou le montage expérimental ainsi que la nature du $X_{U,Inf}$ font en sorte que l'interprétation des résultats doit être effectuée avec une certaine prudence.

Premièrement, l'ordre de grandeur du taux de dégradation b_U fait en sorte que chaque compromis effectué lors de la réalisation du projet est susceptible de se répercuter sur la précision de la valeur déterminée. L'analyse de sensibilité présentée à la section 4.4.1 (Tableau 4-18) l'a bien démontré avec un b_U variant entre $0,005 \text{ d}^{-1}$ et $0,0074 \text{ d}^{-1}$. Il est alors important de bien contrôler chacune des étapes du projet. La difficulté à bien définir, dans les règles de l'art, le fractionnement des boues utilisées constitue un compromis majeur dans la réalisation de ce projet. Des mesures préalables auraient dû être effectuées à cette STEP pour en valider le choix. Pour ce type de recherche, il aurait été souhaitable de travailler avec une STEP déjà bien qualifiée (base de données interne). L'option privilégiée aurait été toutefois de générer les boues à partir d'un affluent réel malgré les contraintes s'y rattachant. Il y aurait eu à ce moment un contrôle complet sur la production de boues et leur caractérisation.

Deuxièmement, tel qu'exposé précédemment, le $X_{U,Inf}$ ne peut être mesuré directement. Il doit être estimé par calibration. Il ne peut pas plus être distingué du X_E dans une matrice de boues. Cette situation nous a amenés à utiliser les valeurs de b_E récemment déterminées (Ramdani & al., Submitted-a) afin de résoudre le bilan de masse sur les matières volatiles et de calibrer la valeur de b_U dans notre propre système. Cependant, cette façon de faire suscite un questionnement quant à l'applicabilité de ce b_E à notre système. En effet, Ramdani et al. (2010, soumis) ont effectué leurs travaux en utilisant des boues d'acétate générées en laboratoire, dans des conditions bien contrôlées. Ce faisant, ils ont pu travailler avec des boues exemptes de $X_{U,Inf}$

et ainsi éliminer l'incertitude liée à l'interprétation s'y rattachant. Or, la matrice d'une boue réelle est assurément plus complexe que celle du système de Ramdani, notamment en ce qui a trait à sa composition et à son homogénéité. Dans le ur cas, la boue en soi est aussi issue d'un seul et unique substrat. Il est alors envisageable que la dynamique de tout le système ne soit pas tout à fait la même. Quoi qu'il en soit, cette étude de référence est probablement celle qui est la plus applicable à nos travaux, considérant les conditions similaires d'expérimentation et le fait que le b_E ait été déterminé sans aucune confusion possible avec un b_U (contrairement aux autres études recensées). Éventuellement, d'autres travaux sur l'évaluation du b_E réalisés selon la même approche expérimentale (boues de substrats différents ou mélange de substrats) pourront venir confirmer ou préciser, s'il y a lieu, la meilleure valeur devant être utilisée.

Par ailleurs, peu de détails semblent être disponibles quant à la composition du $X_{U,Inf}$. Cette méconnaissance est probablement à l'origine de l'incapacité, à ce jour, d'en mesurer précisément la concentration à l'affluent. Elle ne favorise pas non plus la compréhension des mécanismes de dégradation impliqués. En général, la littérature rapporte qu'une partie des solides organiques de l'affluent ne se dégrade pas bien (ou pas du tout), mais sans s'y intéresser davantage. Au mieux, des cheveux ou des fibres de papier sont donnés à titre d'exemple (van Loosdrecht & Henze, 1999). En fait, la nature ou la structure des molécules de ce qui compose le $X_{U,Inf}$ rend probablement difficile le processus d'hydrolyse de cette fraction solide. Des temps de séjour prolongés peuvent alors expliquer en partie la dégradation observée du $X_{U,Inf}$, notamment par le développement d'une flore bactérienne plus adaptée (Ramdani, 2011). Il apparaît clairement qu'une meilleure compréhension des mécanismes de dégradation du $X_{U,Inf}$ passe par de meilleures connaissances sur son origine, sa nature et sa composition.

D'autre part, l'accumulation en MVES dans le réacteur tend vers une concentration maximale, considérant l'intégration au modèle d'un b_E et d'un b_U . La valeur maximale est atteinte au moment où l'alimentation au MDU devient équivalente à ce qui se dégrade. Une bonne estimation de cette valeur maximale devrait être possible si 90% de cette valeur est atteinte dans le réacteur. À ce stade, la tendance de la courbe d'accumulation de MVES au sein du MDU est assez révélatrice de cette concentration (maximale) à l'équilibre (donc constante). En

atteignant ce point, il est nécessairement plus facile de confirmer l'adéquation du modèle avec des valeurs déterminées de b_E et b_U . Or, il apparaît que 90% de la concentration maximale ne soit atteinte qu'au-delà des 300 jours d'opération stable, voire un peu plus, selon les conditions d'opération. Ainsi, une opération de l'ordre d'un an au lieu de 200 jours pourrait s'avérer bénéfique pour l'interprétation des résultats.

Finalement, le volume restreint des MDU est susceptible d'avoir entraîné des erreurs d'interprétation. En effet, la difficulté de nettoyage de certains équipements (brosses, couvercles) ainsi que les éclaboussures répétés sont susceptibles, avec le temps, d'avoir eu un impact. Ces volumes de boues non comptabilisés ont pu modifier le bilan réel des MVES au sein des MDU. De plus, le nettoyage adéquat des fibres des modules de filtration ne s'est pas toujours avéré simple à réaliser. Il est probable qu'une certaine quantité de boues compactées au niveau de la partie supérieure des modules (particulièrement pour le MDU#2) n'ait pas toujours pu être remise en solution préalablement à l'échantillonnage. Évidemment, un plus petit volume de réacteur s'en trouve affecté davantage.

CONCLUSION

Les objectifs de ce projet de recherche consistaient à confirmer la biodégradabilité attendue du $X_{U,Inf}$ ainsi qu'à en évaluer son taux de dégradation (b_U) dans un contexte d'expérimentation bien contrôlé. Dans ce contexte, deux hypothèses de recherche ont été formulées soient :

- 1) Le $X_{U,Inf}$ d'une station d'épuration est, en fait, très lentement biodégradable à un taux comparable à celui de la biodégradation du résidu endogène (X_E) et;
- 2) La biodégradabilité du $X_{U,Inf}$ digéré en mode aérobie est moindre que lorsque digéré en mode de fermentation alternée.

Pour atteindre les objectifs, la liqueur mixte de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts a été échantillonnée puis stabilisée par une digestion aérobie. Suivant une caractérisation sommaire, la boue résultante a été alimentée régulièrement à une unité de digestion membranaire (MDU) pour une période d'environ 200 jours. L'emploi d'un MDU a permis une rétention complète des solides, à l'exception des prélèvements pour les analyses, et donc d'opérer avec un TRB (dynamique) important. Un long TRB a ainsi permis de compenser pour la cinétique de dégradation lente du $X_{U,Inf}$. Lors de l'opération, un suivi régulier des MVES au sein du MDU a été réalisé. À partir de l'équation de bilan de masse sur les matières volatiles au sein du MDU, le b_U a pu être calibré en fonction de la réponse obtenue des MVES observés. Au total, deux MDU ont été opérés selon deux modes d'aération. Le MDU#1 a été opéré en mode pleinement aéré et le MDU#2 en mode de fermentation intermittente.

Globalement, ce travail a confirmé la biodégradabilité du $X_{U,Inf}$ pour le MDU#1 opéré en mode pleinement aéré. Toutefois, la caractérisation des boues présente des faiblesses et laisse un doute sur la valeur précise du b_U . Ainsi, il est estimé que la constante de dégradation du $X_{U,Inf}$ pour ce MDU se situe entre $0,005 \text{ d}^{-1}$ et $0,006 \text{ d}^{-1}$ à 20°C . En ce qui a trait au MDU#2, aucune conclusion ne peut être tirée. D'une part, la caractérisation douteuse des boues demeure et,

d'autre part, l'opération de ce MDU a connu une série de complications opérationnelles (cycle d'aération mal contrôlé, doute sur l'intégrité du module de filtration membranaire). Les résultats obtenus sont donc peu concluants. Dans ces circonstances, seule la première des deux hypothèses est confirmée.

Les travaux entrepris dans le cadre de ce projet de recherche ont ultimement pour but de rendre plus précises et plus performantes les conceptions actuelles de procédé de traitement des eaux. On peut imaginer qu'une meilleure compréhension de la cinétique de dégradation du $X_{U,Inf}$ permettra, d'une part, d'éviter le surdimensionnement des équipements. D'autre part, elle permettra de développer et/ou d'intégrer plus facilement des unités ou des processus de traitement complémentaires favorisant la réduction de la production de boues. Les résultats obtenus pour cette première expérimentation sont intéressants. Cependant, les difficultés rencontrées pour bien caractériser les boues utilisées dans le cadre de ce projet ont fait ressortir l'importance d'une validation préalable de la STEP (caractéristiques générales, qualité de la base de données, analyses préliminaires des boues). La capacité d'effectuer une bonne caractérisation de l'affluent et des boues produites par la STEP est primordiale, considérant l'ordre de grandeur du b_U attendu.

Considérant les difficultés rencontrées et les facteurs qui limitent l'interprétation des résultats de ce projet, soulevés précédemment, il convient d'envisager la réalisation de travaux complémentaires ou de reprise. Ces travaux pourraient consister notamment en :

- Évaluation du b_U par l'opération de MDU (aéré et en fermentation intermittente) sur une période d'un an. L'utilisation d'une boue mieux caractérisée, générée de préférence en laboratoire à l'aide d'un affluent réel, devrait être employée. Cette disposition permettrait tout le contrôle souhaité et constituerait une approche privilégiée pour ce type de projet;
- Évaluation du b_E par l'opération de MDU à l'aide de boues générées en laboratoire en employant un affluent synthétique composé d'autres substrats que l'acétate;

- Étude sur la nature et la composition du $X_{U,Inf}$ afin de pouvoir, si possible, déterminer plus précisément les concentrations à l'affluent et afin de mieux comprendre les processus de dégradation. Cet aspect implique une caractérisation plus poussée du filtrat et du surnageant des MDU (AGV, protéines, polysaccharides);

De plus, une réflexion préalable concernant le montage et la méthode de travail devrait être entreprise relativement aux points suivants en particulier :

- Implantation de rétrolavage systématique des modules de filtration membranaire;
- Implantation d'un mode d'alimentation des MDU plus régulier (quotidien ou continu);
- Adaptation du protocole opératoire permettant d'augmenter le volume du MDU;
- Modification des méthodes de travail afin de limiter les pertes de solides non planifiées (éclaboussures, instrument de nettoyage);
- Révision des procédures d'échantillonnage et de conditionnement des échantillons pour analyse (conservation, homogénéisation, délai, ...);
- Révision du contrôle et du suivi du cycle d'aération du MDU en mode de fermentation alternée.

RÉFÉRENCES

- APHA, AWWA, & WEF. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (21st ed.). Washington D.C.: American Public Health Association.
- Araújo, L. d. S., Catunda, P. F. C., & Van Haandel, A. C. (1998). Biological sludge stabilisation - Part 2: Influence of the composition of waste activated sludge on anaerobic stabilisation. *Water SA*, 24(3), 231-236.
- Bélanger, G., & Comeau, Y. (1994). Optimisation de la déphosphatation biologique à la station de traitement des eaux de Sainte-Agathe-des-Monts. *Sciences et techniques de l'eau*, 27(4), 18-29.
- Dold, P. (2007). *Quantifying sludge production in municipal treatment plants*. Paper presented at the WEFTEC 2007 - 80th Annual Conference and Exposition of the Water Environment Federation, San Diego, CA.
- Ekama, G. A., Sötemann, S. W., & Wentzel, M. C. (2007). Biodegradability of activated sludge organics under anaerobic conditions. *Water Research*, 41, 244-252.
- Felder, R. M., & Rousseau, R. W. (Eds.). (1986). *Elementary Principles of Chemical Processes* (2nd ed.). New York: John Wiley & Sons inc.
- Fenu, A., Guglielmi, G., Jimenez, J., Spèrandio, M., Saroj, D., Lesjean, B., et al. (2010). Activated sludge model (ASM) based modelling of membrane bioreactor (MBR) processes: A critical review with special regard to MBR specificities. *Water Research*, 44, 4272-4294.
- Hébert, M., Busset, G., & Groeneveld, É. (2008). *Bilan 2007 de la valorisation des matières résiduelles fertilisantes*. Québec: Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs.
- Henze, M., Gujer, W., Takashi, M., & van Loosdrecht, M. (2000). *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. Padstow, Cornwall, UK: IWA Publishing.
- Johnson, B. R., Daigger, G. T., & Novak, J. T. (2008, 7-12 September). *The use of ASM based models for the simulation of biological sludge reduction processes*. Paper presented at the IWA World Water Congress, Vienna, Austria.
- Jones, R., Parker, W., Khan, Z., Murphy, S., & Rupke, M. (2007). *A study of the biodegradable fraction of sludge in aerobic and anaerobic systems*. Paper presented at the Joint Residuals and Biosolids Management Conference, Denver, CO.
- Jones, R., Parker, W., Zhu, H., Houweling, D., & Murthy, S. (2009). Predicting the degradability of waste activated sludge. *Water Environment Research*, 81(8), 765-771.
- Laera, G., Pollice, A., Saturno, D., Giordano, C., & Lopez, A. (2005). Zero net growth in a membrane bioreactor with complete sludge retention. *Water Research*, 39, 5241-5249.
- Low, E. W., & Chase, H. A. (1999). Reducing production of excess biomass during wastewater treatment. *Water Research*, 33(5), 1119-1132.

- Lubello, C., Caffaz, S., Gori, R., & Munz, G. (2009). A modified activated sludge model to estimate solids production at low and high solids retention time. *Water Research*, 43, 4539-4548.
- MDDEP. (2011). *Politique Québécoise de gestion des matières résiduelles - Plan d'action 2011-2015*.
- Melcer, H., Dold, P. L., Jones, R. M., Bye, C. M., Takacs, I., Stensel, H. D., et al. (2003). *Methods for wastewater characterization in activated sludge modeling - Project 99-WWF-3*. Alexandria, VA: IWA Publishing & Water Environment Research Foundation.
- Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse* (4th ed.). New York, NY: McGraw-Hill.
- Odegaard, H. (2004). Sludge minimization technologies - An overview. *Water Science and Technology*, 49(10), 31-41.
- Pérez-Elvira, S. I., Nieto-Díez, P., & Fernandez-Polanco, F. (2006). Sludge minimisation technologies. *Environmental Science and Biotechnology*, 5, 375-398.
- Pollice, A., Laera, G., Saturno, D., Giordano, C., & Sandulli, R. (2008). Optimal sludge retention time for a bench scale MBR treating municipal sewage. *Water Science and Technology*, 57(3), 319-322.
- Qasim, R. (1999). *Wastewater Treatment Plants: Planning, Design and Operation*. Boca Raton, FA: CRC Press LLC.
- Ramakrishna, D. M., & Viraraghavan, T. (2005). Strategies for sludge minimization in activated sludge process - A review. *Fresenius Environmental Bulletin*, 14(1), 2-12.
- Ramdani, A. (2011). *Biodégradation du résidu endogène de boues activées*. École Polytechnique de Montréal, Montréal.
- Ramdani, A., & al., e. (Submitted-a). Biodegradation of the endogenous residue of activated sludge in a membrane bioreactor with continuous or on-off aeration.
- Ramdani, A., & al., e. (Submitted-b). Determining core parameters for activated sludge biokinetic models.
- Ramdani, A., Dold, P., Déléris, S., Lamarche, D., Gadbois, A., & Comteau, Y. (2010). Biodegradation of the endogenous residue of activated sludge. *Water Research*(44), 2179-2188.
- Sötemann, S. W., Ristow, N. E., Wentzel, M. C., & Ekama, G. A. (2005). A steady state model for anaerobic digestion of sewage sludges. *Water SA*, 31(4), 511-528.
- van Loosdrecht, M., & Henze, M. (1999). Maintenance, endogenous respiration, lysis, decay and predation. *Water Science and Technology*, 39(1), 107-117.
- Wei, Y., van Houten, R. T., Borger, A. R., Eikelboom, D. H., & Fan, Y. (2003). Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research*, 37, 4453-4467.

ANNEXE 1

Équations de bilan de masse sur les matières volatiles

Annexe 1 – Bilan de masse sur les matières volatiles du MDU

La boue contenue dans les MDU se compose de biomasse active, de résidu endogène et de matière organique « non-biodégradable » en provenance de l'affluent. Assumant une lente biodégradabilité des deux dernières composantes et en considérant une alimentation régulière des MDU, le bilan de masse sur les MVES peut être décrit par le cheminement mathématique suivant.

Liste des symboles et abréviations

b_E :	Taux de dégradation du résidu endogène (d^{-1})
b_H :	Taux de dégradation de la biomasse hétérotrophe (d^{-1})
b_U :	Taux de dégradation de la matière organique non-biodégradable de l'affluent (d^{-1})
f :	Fraction de résidu non-biodégradable découlant de la respiration endogène (-)
Q_F :	Débit d'alimentation (L/d)
t :	Temps écoulé (d)
V :	Volume du réacteur (L)
VSS :	Concentration de matières volatiles en suspension au sein du réacteur (mg/L)
VSS_F :	Concentration de matières volatiles en suspension au niveau de l'alimentation (mg/L)
VSS_0 :	Concentration de matières volatiles en suspension initiale au sein du réacteur (mg/L)
X_E :	Concentration de résidus endogènes au sein du réacteur (mg/L)
X_{EF} :	Concentration de résidus endogènes au niveau de l'alimentation du réacteur (mg/L)
X_H :	Concentration de biomasse hétérotrophe au sein du réacteur (mg/L)
X_{HF} :	Concentration de biomasse hétérotrophe au niveau de l'alimentation (mg/L)
X_{H0} :	Concentration de biomasse hétérotrophe initiale au sein du réacteur (mg/L)
X_U :	Concentration de matières organiques non-biodégradables de l'affluent au sein du réacteur (mg/L)
X_{UF} :	Concentration de matières organiques non-biodégradables de l'affluent au niveau de l'alimentation (mg/L)
X_{U0} :	Concentration de matières organiques non-biodégradables de l'affluent initiale au sein du réacteur (mg/L)

Les équations 1, 2 et 3 décrivent les variations des composantes de la boue. Il est supposé que la dégradation du X_E et du $X_{U,inf}$ se fait selon une cinétique de première ordre.

Équation 1

$$V * \frac{dX_H}{dt} = X_{HF} * Q_F - b_H * X_H * V$$

$$\frac{dX_H}{dt} = \frac{X_{HF} * Q_F}{V} - b_H * X_H$$

Équation 2

$$V * \frac{dX_E}{dt} = X_{EF} * Q_F + f * b_H * X_H * V - b_E * X_E * V$$

$$\frac{dX_E}{dt} = \frac{X_{EF} * Q_F}{V} + f * b_H * X_H - b_E * X_E$$

Équation 3

$$V * \frac{dX_U}{dt} = X_{UF} * Q_F - b_U * X_U * V$$

$$\frac{dX_U}{dt} = \frac{X_{UF} * Q_F}{V} - b_U * X_U$$

Et donc

Équation 4

$$\frac{dVSS}{dt} = \frac{d(X_H + X_E + X_U)}{dt} = \frac{dX_H}{dt} + \frac{dX_E}{dt} + \frac{dX_U}{dt}$$

$$\frac{dVSS}{dt} = \frac{X_{HF} * Q_F}{V} - b_H * X_H + \frac{X_{EF} * Q_F}{V} + f * b_H * X_H - b_E * X_E + \frac{X_{UF} * Q_F}{V} - b_U * X_U$$

Puisque $VSS_F = X_{HF} + X_{EF} + X_{UF}$ alors :

Équation 5

$$\frac{dVSS}{dt} = \frac{VSS_F * Q_F}{V} - b_H * X_H + f * b_H * X_H - b_E * X_E - b_U * X_U$$

À partir de l'équation 1

Équation 6

$$\frac{dX_H}{dx} + b_H * X_H = \frac{X_{HF} * Q_F}{V}$$

Et

$$\frac{dX_H}{dx} + k_1 * X_H = k_2$$

Où

$$k_1 = b_H$$

$$k_2 = (X_{HF} * Q_F) / V$$

En multipliant l'équation 6 par $e^{k_1 * t}$

Équation 7

$$e^{k_1 * t} * \frac{dX_H}{dt} + k_1 * X_H * e^{k_1 * t} = e^{k_1 * t} * k_2$$

Selon la règle des produits de dérivés

$$\frac{dxy}{dx} = y * \frac{dy}{dx} + x * \frac{dy}{dx}$$

Ainsi

$$\frac{d(e^{k_1 * t} * X_H)}{dt} = e^{k_1 * t} * \frac{dX_H}{dt} + X_H * \frac{de^{k_1 * t}}{dt} = e^{k_1 * t} * \frac{dX_H}{dt} + k_1 * X_H * e^{k_1 * t}$$

Alors

Équation 8

$$\frac{d(e^{k_1 * t} * X_H)}{dt} = k_2 * e^{k_1 * t}$$

Et

$$\int d(e^{k_1 * t} * X_H) = k_2 * \int e^{k_1 * t} dt$$

Ce qui résulte à

Équation 9

$$e^{k_1 * t} * X_H = \frac{k_2}{k_1} * e^{k_1 * t} + K$$

À $t = 0$

$$X_{H0} = \frac{k_2}{k_1} + K \text{ et alors } K = X_{H0} - \frac{k_2}{k_1}$$

Donc l'équation 9 donne

$$e^{k_1 * t} * X_H = \frac{k_2}{k_1} * e^{k_1 * t} + X_{H0} - \frac{k_2}{k_1} = \frac{k_2}{k_1} * (e^{k_1 * t} - 1) + X_{H0}$$

et

$$X_H = \frac{k_2}{k_1} * (1 - e^{-k_1 * t}) + X_{H0} * e^{-k_1 * t} = \frac{k_2}{k_1} + \left(X_H - \frac{k_2}{k_1} \right) * e^{-k_1 * t}$$

Finalement par la substitution de k_1 et k_2

Équation 10

$$X_H = \frac{X_{HF} * Q_F}{V * b_H} + \left(X_{H0} - \frac{X_{HF} * Q_F}{V * b_H} \right) * e^{-b_H * t}$$

De la même façon, l'équation 3 ($\frac{dX_U}{dt}$) ayant initialement la même forme que $\frac{dX_H}{dt}$, on peut démontrer que :

Équation 11

$$X_U = \frac{X_{UF} * Q_F}{V * b_U} + \left(X_{U0} - \frac{X_{UF} * Q_F}{V * b_U} \right) * e^{-b_U * t}$$

À partir de l'équation 5 et considérant que $X_E = VSS - X_H - X_U$

Équation 12

$$\frac{dVSS}{dt} = \frac{VSS_F * Q_F}{V} - b_H * X_H + f * b_H * X_H - b_E * (VSS - X_H - X_U) - b_U * X_U$$

$$\frac{dVSS}{dt} + b_E * VSS = \frac{VSS_F * Q_F}{V} - b_H * X_H + f * b_H * X_H + b_E * X_H + b_E * X_U - b_U * X_U$$

$$\frac{dVSS}{dt} + b_E * VSS = \frac{VSS_F * Q_F}{V} - (b_H - f * b_H - b_E) * X_H + (b_E - b_U) * X_U$$

En substituant les équations 10 et 11 dans l'équation 12

$$\begin{aligned} \frac{dVSS}{dt} + b_E * VSS &= \frac{VSS_F * Q_F}{V} - (b_H - f * b_H - b_E) * \left[\frac{X_{HF} * Q_F}{V * b_H} + \left(X_{H0} - \frac{X_{HF} Q_F}{V * b_H} \right) * e^{-b_H * t} \right] \\ &+ (b_E - b_U) * \left[\frac{X_{UF} * Q_F}{V * b_U} + \left(X_{U0} - \frac{X_{UF} * Q_F}{V * b_U} \right) * e^{-b_U * t} \right] \end{aligned}$$

Si on pose :

$$k_1 = b_E$$

$$k_2 = \frac{VSS_F * Q_F}{V} - (b_H - f * b_H - b_E) * \left[\frac{X_{HF} * Q_F}{V * b_H} \right]$$

$$k_3 = - (b_H - f * b_H - b_E) * \left[\left(X_{H0} - \frac{X_{HF} Q_F}{V * b_H} \right) \right]$$

$$k_4 = (b_E - b_U) * \left[\frac{X_{UF} * Q_F}{V * b_U} \right]$$

$$k_5 = (b_E - b_U) * \left[\left(X_{U0} - \frac{X_{UF} * Q_F}{V * b_U} \right) \right]$$

$$k_6 = -b_H$$

$$k_7 = -b_U$$

Alors on obtient l'équation suivante

Équation 13

$$\frac{dVSS}{dt} + k_1 * VSS = k_2 + k_3 * e^{k_6 * t} + k_4 + k_5 * e^{k_7 * t}$$

Si on multiplie chaque côté de l'équation 13 par $e^{k_1 * t}$

$$e^{k_1 * t} * \frac{dVSS}{dt} + k_1 * e^{k_1 * t} * VSS = k_2 * e^{k_1 * t} + k_3 * e^{k_1 * t} * e^{k_6 * t} + k_4 * e^{k_1 * t} + k_5 * e^{k_1 * t} * e^{k_7 * t}$$

Et par la règle des produits de dérivés on peut réécrire l'équation précédente de la façon suivante :

$$\frac{d(VSS * e^{k_1 * t})}{dt} = (k_2 + k_3 * e^{k_6 * t} + k_4 + k_5 * e^{k_7 * t}) * e^{k_1 * t}$$

$$\frac{d(VSS * e^{k_1 * t})}{dt} = k_2 * e^{k_1 * t} + k_4 * e^{k_1 * t} + k_3 * e^{(k_1 + k_6) * t} + k_5 * e^{(k_1 + k_7) * t}$$

$$\int d(VSS * e^{k_1 * t}) = \int k_2 * e^{k_1 * t} dt + \int k_4 * e^{k_1 * t} dt + \int k_3 * e^{(k_1 + k_6) * t} dt + \int k_5 * e^{(k_1 + k_7) * t} dt$$

Ce qui résulte en

Équation 14

$$e^{k_1 * t} * VSS = \frac{k_2}{k_1} * e^{k_1 * t} + \frac{k_4}{k_1} * e^{k_1 * t} + \frac{k_3}{(k_1 + k_6)} * e^{(k_1 + k_6) * t} + \frac{k_5}{(k_1 + k_7)} * e^{(k_1 + k_7) * t} + K$$

À t=0, on peut évaluer la constante K

$$VSS_0 = \frac{k_2}{k_1} + \frac{k_4}{k_1} + \frac{k_3}{(k_1 + k_6)} + \frac{k_5}{(k_1 + k_7)} + K$$

et

$$K = VSS_0 - \frac{k_2}{k_1} - \frac{k_4}{k_1} - \frac{k_3}{(k_1 + k_6)} - \frac{k_5}{(k_1 + k_7)}$$

Donc l'équation 14 résulte en :

$$e^{k_1 * t} * VSS = \frac{k_2}{k_1} * e^{k_1 * t} + \frac{k_4}{k_1} * e^{k_1 * t} + \frac{k_3}{(k_1 + k_6)} * e^{(k_1 + k_6) * t} + \frac{k_5}{(k_1 + k_7)} * e^{(k_1 + k_7) * t} + VSS_0 - \frac{k_2}{k_1} - \frac{k_4}{k_1} - \frac{k_3}{(k_1 + k_6)} - \frac{k_5}{(k_1 + k_7)}$$

Et

$$VSS = \frac{k_2}{k_1} * (1 - e^{-k_1 * t}) + \frac{k_4}{k_1} * (1 - e^{-k_1 * t}) + \frac{k_3}{(k_1 + k_6)} * (e^{k_6 * t} - e^{-k_1 * t}) + \frac{k_5}{(k_1 + k_7)} * (e^{k_7 * t} - e^{-k_1 * t}) + VSS_0 * e^{-k_1 * t}$$

Ce qui peut être réécrit de la façon suivante :

Équation 15

$$VSS = \left(\frac{k_2}{k_1} + \frac{k_4}{k_1} \right) * (1 - e^{-k_1 * t}) + \frac{k_3}{(k_1 + k_6)} * (e^{k_6 * t} - e^{-k_1 * t}) + \frac{k_5}{(k_1 + k_7)} * (e^{k_7 * t} - e^{-k_1 * t}) + VSS_0 * e^{-k_1 * t}$$

En substituant les constantes k_1 à k_7 au sein de nouvelles constantes A, B et C

Équation 16

$$A = \left(\frac{k_2}{k_1} + \frac{k_4}{k_1} \right) = \frac{\left[\frac{VSS_F * Q_F}{V} - (b_H - f * b_H - b_E) * \frac{X_{HF} * Q_F}{V * b_H} + (b_E - b_U) * \frac{X_{UF} * Q_F}{V * b_U} \right]}{b_E}$$

Équation 17

$$B = \frac{k_3}{(k_1 + k_6)} = \frac{-(b_H - f * b_H - b_E) * \left[X_{H0} - \frac{X_{HF} * Q_F}{V * b_H} \right]}{b_E - b_H}$$

Équation 18

$$C = \frac{k_5}{(k_1 + k_7)} = X_{U0} - \frac{X_{UF} * Q_F}{V * b_U}$$

Ainsi, ces nouvelles constantes peuvent être insérées dans l'équation 15 qui décrit l'évolution des VSS dans le réacteur (MDU)

Équation 19

$$VSS = A * (1 - e^{-b_E * t}) + B * (e^{-b_H * t} - e^{-b_E * t}) + C * (e^{-b_U * t} - e^{-b_E * t}) + VSS_0 * e^{-b_E * t}$$

ANNEXE 2

Données d'opération de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2010

Mois: DÉCEMBRE

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS	-20-	-21-	-22-	-23-	-24-	-25-	-26-
Date								
Débit	m³/d	9566	9691	9288	9343	8816	9269	10054
Précipitation	mm/d							
NH4 solubles	mg/l			4,88				
DBO5 totale	mg/l			48				
DCO totale	mg/l	188	185	118				
Phosphates solubles	mg PO4/l	0,48	0,54	0,58	0,64			
NO3 soluble	mg NO3/l			3,65				
MES totale	mg/l	71	120	67	63			
MVES totale	mg/l	61	116	66	59			
Soufflantes	no	-4-	-7-	-8-	-6-	-6-	-5-	-5-
Pompes	no	21-2-3-4	21-2-3-4	21-2-3-4	21-2-3-4	21-2-3-4	21-2-3-4	21-2-3-4
Nettoyage à rebours	oui/non	NON	NON	NON	NON	NON	NON	NON
Phosphates solubles	mg po4/l			0,49				
Oxygène	mg/l	4,8	5,0	3,8	4,4	4,8	5,4	4,4
% poly-p totale	mg PO4/l			0,17				
Phosphates solubles	mg PO4/l			0,04				
MES totale	mg/l	1720	2060	1870	1720			
MVES totale	mg/l	1460	1720	1560	1490			
Volume décantable	ml/l	650	600	530	560	600	650	700
Indice vol des boues	ml/g	377	291	283	326			
Niveau des boues	pieds	1 1/2 - 1 1/2	1 1/2 - 1 1/2	1 1/2 - 1 1/2				
MES totale	mg/l							
Vanne télescopique	no	VT-01-02		VT-01-02		VT-01-02		
Pompes	no	14-15-17	14-15-17	14-15-16	15-16-17	15-16-17	15-16-17	15-16-17
Débit	m³/d	10790	10714	10785	10811	10163	10656	11816
Taux de recirculation	%	113%	111%	116%	116%	115%	114%	117%
Oxygène	mg/l	1,8	1,6	1,0	1,4	1,8	2,2	1,8
Phosphate soluble	mg/l			0,04				
NO3 soluble	mg NO3/l			1,95				
MES totale	mg/l	3780	4329	3940	3880			
MVES totale	mg/l	2880	3386	3180	3160			
Volume décantable	ml/l	950	930	940	950	900	900	940
MES eaux de lavage	mg/l							
"by-pass"	Nd	NON	NON	NON	NON	NON	NON	NON

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2010

DÉCEMBRE

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS							
Date		-20-	-21-	-22-	-23-	-24-	-25-	-26-
PH	unité PH	7.0	7.0	7.1	7.0			
MES totale	mg/l	3	2	2	2			
MVES totale	mg/l	3	2	2	2			
DBO ₅ totale	mg/l			5				
DCO totale	mg/l	41	32	17				
NO ₃ soluble	mg NO ₃ /l			5.75				
Phosphate soluble	mg PO ₄ /l	0.03	0.05	0.04	0.11			
NH ₄ soluble	mg/l			1.38				
Débit (quantité vidangé)	m ³ /d	148	181	88	209	80	77	76
Minuterie	auto/man	auto	auto	auto	auto	auto	auto	auto
Siccité MES	%	1.8%	2.6	2.2%				
Siccité MVES	%	1.4%	1.7	1.6				
MVT siccité								
Siccité MES	%	16.4%	13.1	13.3%				
Siccité MVES	%	16.3%	10.1	8.8				
Volume évacué	m ³ /d	10.5m ³		10.5m ³	10.5m ³			
Température extérieure	°C	-14°C	-8°C	-2°C	-2°C	-12°C	-14°C	-10°C
Opérateur	Initiales	Martin	Michel	Martin	Martin	Michel	Martin	Martin

Notes d'opérations

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2010

Mois: DÉCEMBRE

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS	LUNDI	MARDI	MERCREDI	JEUDI	VENDREDI	SAMEDI	DIMANCHE
Date		-27-	-28-	-29-	-30-	-31-		
AFFLUENT								
Débit	m³/d	8591	8248	9004	914	850		
Précipitation	mm/d					P. de nuit		
NH4 solubles	mg/l		8.35					
DBO5 totale	mg/l			44				
DCO totale	mg/l		274	206	175			
Phosphates solubles	mg PO4/l		0.80		0.74			
NO3 soluble	mg NO3/l		4.15					
MES totale	mg/l		134	114	99			
MVES totale	mg/l		132	107	95			
BOUES ACTIVÉES								
Soufflantes	no	-5-	-4-	4-5	4-5	4-5		
Pompes	no	21-2-3-4	21-2-3-4	21-2-3-4	21-2-3-4	21-2-3-4		
Nettoyage à rebours	ouï/hon	NON	NON	NON	NON	NON		
BASSIN 2								
Phosphates solubles	mg PO4/l		0.81					
LIQUEUR MIXTE								
Oxygène	mg/l	3.8	3.6	4.6	4.4	4.4		
% poly-p totale	mg PO4/l		0.07%					
Phosphates solubles	mg PO4/l		0.02	0.03				
MES totale	mg/l		2250	2280	2030			
MVES totale	mg/l		2010	1920	1760			
Volume décantable	ml/l	640	610	570	600	540		
Indice vol des boues	ml/g		271	250	296			
DÉCANTEUR SECONDAIRE								
Niveau des boues	pieds		2-2	1'6-1'6				
MES totale	mg/l							
BOUES RECIRCULÉES								
Vanne télescopique	no	15-01-02		14-01-02		15-01-02		
Pompes	no	15-16-17	15-16-17	15-16-17	15-16-17	14-16-17		
Débit	m³/d	9936	9408	10408	10674	10292		
Taux de recirculation	%	116%	114%	116%	117%	121%		
Oxygène	mg/l	1.4	1.2	1.8	1.8	1.8		
Phosphate soluble	mg/l		0.04					
NO3 soluble	mg NO3/l		1.85					
MES totale	mg/l		4167	4180	4220			
MVES totale	mg/l		3542	3800	3760			
Volume décantable	ml/l	930	936	930	900	910		
FILTRE À SABLE								
MES eaux de lavage	mg/l							
"by-pass"	Nd	Don	NON	NON	NON	NON		

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2016

Mois: DÉCEMBRE

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS	LUNDI	MARDI	MERCREDI	JEUDI	VENDREDI	SAMEDI	DIMANCHE
Date		-27-	-28-	-29-	-30-	-31-		
REJET FINAL (EFFLUENT)								
PH	unité PH		6.9		7.0			
MES totale	mg/l		5.6	4	3			
MVES totale	mg/l		5.6	4	3			
DBO ₅ totale	mg/l			11				
DCO totale	mg/l		39	22	25			
NO ₃ soluble	mg NO ₃ /l		7.15					
Phosphate soluble	mg PO ₄ /l		0.52	0.31	0.04			
NH ₄ soluble	mg/l		5.75					
ÉPAISSISSEUR								
Débit (quantité vidangé)	m ³ /d	74	126	161	46	88		
Minutarie	auto/man	AUTO	AUTO	AUTO	AUTO	AUTO		
Siccité MES	%		2.3%					
Siccité MVES	%		1.5%					
FILTRE À BANDE								
MVT siccité								
Siccité MES	%		14.9%					
Siccité MVES	%		9.5%					
Volume évacué	m ³ /d			10.5m ³				
GÉNÉRAL								
Température extérieure	°C	-15°C	-15°C		-10°C	3°C		
Opérateur	Initiales	martin	MICHEL	Chantal	Martine	Martine		

Notes d'opérations

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2011

Mois: JANVIER

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS	LUNDI	MARDI	MERCREDI	JEUDI	VENDREDI	SAMEDI	DIMANCHE
Date							01	02
AFFLUENT								
Débit	m³/d						9999	13183
Précipitation	mm/d						PLUIE	PLUIE
NH4 solubles	mg/l							
DBO5 totale	mg/l							
DCO totale	mg/l							
Phosphates solubles	mg PO ₄ /l							
NO3 soluble	mg NO ₃ /l							
MES totale	mg/l							
MVES totale	mg/l							
BOUES ACTIVÉES								
Soufflantes	no						4-5	4-5
Pompes	no						21-23-4	21-23-4
Nettoyage a rebours	oui/non						NON	NON
BASSIN 2								
Phosphates solubles	mg po ₄ /l							
LIQUEUR MIXTE								
Oxygène	mg/l						4,6	5,0
% poly-p totale	mg PO ₄ /l							
Phosphates solubles	mg PO ₄ /l							
MES totale	mg/l							
MVES totale	mg/l							
Volume décantable	ml/l						580	650
Indice vol des boues	ml/g							
DÉCANTEUR SECONDAIRE								
Niveau des boues	pieds							
MES totale	mg/l							
BOUES RECIRCULÉES								
Vanne télescopique	no							
Pompes	no						14-16-17	14-16-17
Débit	m³/d						9704	10928
Taux de recirculation	%						97%	83%
Oxygène	mg/l						1,3	1,5
Phosphate soluble	mg/l							
NO3 soluble	mg NO ₃ /l							
MES totale	mg/l							
MVES totale	mg/l							
Volume décantable	ml/l						880	940
FILTRE À SABLE								
MES eaux de lavage	mg/l							
"by-pass"	h/d						NON	

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2011

Mois: JANVIER

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS	LUNDI	MARDI	MERCREDI	JEUDI	VENDREDI	SAMEDI	DIMANCHE
Date							01	02
REJET FINAL (EFFLUENT)								
PH	unité PH							
MES totale	mg/l							
MVES totale	mg/l							
DBO ₅ totale	mg/l							
DCO totale	mg/l							
NO ₃ soluble	mg NO ₃ /l							
Phosphate soluble	mg PO ₄ /l							
NH ₄ soluble	mg/l							
ÉPAISSISSEUR								
Débit (quantité vidangé)	m ³ /d						87	100
Minuterie	auto/man						AUTO	AUTO
Siccité MES	%							
Siccité MVES	%							
FILTRE À BANDE								
MVT siccité								
Siccité MES	%							
Siccité MVES	%							
Volume évacué	m ³ /d							
GÉNÉRAL								
Température extérieur	°C						1°C	1°C
Opérateur	Initiales						MICHEL	MICHEL

Notes d'opérations

This image shows a single sheet of white paper with horizontal blue or grey ruling lines. The lines are evenly spaced and run across the width of the page. There is no handwriting or printed text on the paper. A small dark speck is visible near the top center edge.

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2011

Mois: JANVIER

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS	LUNDI	MARDI	MERCREDI	JEUDI	VENDREDI	SAMEDI	DIMANCHE
Date		03	04	05	06	07	08	09
AFFLUENT								
Débit	m³/d	10510	9596	9433	9159	9042	8578	9506
Précipitation	mm/d							
NH4 solubles	mg/l		5,6					
DBO5 totale	mg/l				48			
DCO totale	mg/l	142	161	169				
Phosphates solubles	mg PO4/l	0,40	0,49	0,59	0,61			
NO3 soluble	mg NO3/l		3,05					
MES totale	mg/l	91	85	100	63			
MVES totale	mg/l	90	84	97	61			
BOUES ACTIVÉES								
Soufflantes	no	4-5	4-5	4-5	4-5	4-5	4-5	5-8
Pompes	no	21-234	21-234	21-234	21-234	21-234	21-234	21-234
Nettoyage a rebours	oui/non	NON	NON	NON	NON	NON	NON	NON
BASSIN 2								
Phosphates solubles	mg PO4/l		0,21					
LIQUEUR MIXTE								
Oxygène	mg/l	4,0	4,4	3,9	4,8	3,8	4,5	4,8
% poly-p totale	mg PO4/l		0,02%					
Phosphates solubles	mg PO4/l		0,02					
MES totale	mg/l	2360	2620	2860	2780			
MVES totale	mg/l	1990	2160	2370	2260			
Volume décantable	ml/l	650	630	750	800	800	810	840
Indice vol des boues	ml/g	235	240	262	288			
DÉCANTEUR SECONDAIRE								
Niveau des boues	pieds	? ?	? ?	1 1/2	1 1/2	2-2		
MES totale	mg/l							
BOUES RECIRCULÉES								
Vanne télescopique	no	VT-01-02		VT-01-02		VT-01-02		
Pompes	no	14-16-17	14-16-17	14-16-17	14-16-17	14-18-17	14-18-17	14-18-17
Débit	m³/d	10740	10897	10939	10556	10303	10018	11323
Taux de recirculation	%	102%	113%	116%	116%	114%	117%	119%
Oxygène	mg/l	1,4	1,8	1,0	1,8	1,2	2,0	1,8
Phosphate soluble	mg/l		0,02					
NO3 soluble	mg NO3/l		0,95					
MES totale	mg/l	4520	4600	4976	4720			
MVES totale	mg/l	3780	3529	3976	3760			
Volume décantable	ml/l	950	940	930	950	940	950	960
FILTRE À SABLE								
MES eaux de lavage	mg/l							
"by-pass"	h/d	NON	NON	NON	NON	NON	NON	NON

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2011

Mois: JANVIER

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS	LUNDI	MARDI	MERCREDI	JEUDI	VENDREDI	SAMEDI	DIMANCHE
Date		03	04	05	06	07	08	09
REJET FINAL (EFFLUENT)								
PH	unité PH	7.1	7.1	7.0	7.0			
MES totale	mg/l	2	5	6.6	5			
MVES totale	mg/l	2	5	6.6	5			
DBO ₅ totale	mg/l				3			
DCO totale	mg/l	17	28	39				
NO ₃ soluble	mg NO ₃ /l		6.65					
Phosphate soluble	mg PO ₄ /l	0.06	0.06	0.07	0.04			
NH ₄ soluble	mg/l		2.7					
ÉPAISSISSEUR								
Débit (quantité vidangé)	m³/d	168	104	37	109	111	0	186
Minuterie	auto/man	Auto	Auto	Auto	Auto	Auto	Auto	Auto
Siccité MES	%	3.9%	2.4%		2.1			
Siccité MVES	%	2.1%	1.1%		1.3			
FILTRE À BANDE								
MVT siccité								
Siccité MES	%	16.6%	17%		11.9			
Siccité MVES	%	10.8%	12.8%		15.7			
Volume évacué	m³/d	10.5 m³	10.5 m³					
GÉNÉRAL								
Température extérieur	°C	-3°C	-14°C	-9°C	-10°C	-3°C	-9°C	-6°C
Opérateur	Initiales	Martin	NICHEL	NICHEL	Martin	Martin	Martin	Martin

Notes d'opérations

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2011

Mois: JANVIER

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS	LUNDI	MARDI	MERCREDI	JEUDI	VENDREDI	SAMEDI	DIMANCHE
Date		10	11	12	13	14	15	16
AFFLUENT								
Débit	m³/d	8119	8472	8260	8098	8116	8322	8256
Précipitation	mm/d							
NH4 solubles	mg/l			6.20				
DBO5 totale	mg/l				61			
DCO totale	mg/l	104		76	126			
Phosphates solubles	mg PO4/l	1.07	0.64	0.51	0.36			
NO3 soluble	mg NO3/l			3.45				
MES totale	mg/l	48	64	53	94			
MVES totale	mg/l	48	62	52	83			
BOUES ACTIVÉES								
Soufflantes	no	5-8	5-8	5-8	5-8	5-8	5-8	5-8
Pompes	no	21-234	21-234	21-234	21-234	21-34	21-2-3-4	21-2-3-4
Nettoyage a rebours	oui/non	NON	NON	NON	NON	NON	NON	NON
BASSIN 2								
Phosphates solubles	mg po4/l			0.41				
LIQUEUR MIXTE								
Oxygène	mg/l	4.5	4.4	4.5	4.4	4.8	4.8	4.9
% poly-p totale	mg PO4/l							
Phosphates solubles	mg PO4/l			0.03				
MES totale	mg/l	3040	2600	2500	2630			
MVES totale	mg/l	2620	2200	2260	2320			
Volume décantable	ml/l	770	650	660	730	650	820	800
Indice vol des boues	ml/g	253	250	264	279			
DÉCANTEUR SECONDAIRE								
Niveau des boues	pieds	2.2	1.1	1.4-1.2				
MES totale	mg/l							
BOUES RECIRCULÉES								
Vanne télescopique	no	14-01-02		15-01-02		15-01-02		
Pompes	no	14-15-17	14-15-17	14-15-17	14-15-17	14-15-16	15-16-17	15-16-17
Débit	m3/d	9474	9427	9249	9477	9388	9184	9278
Taux de recirculation	%	117%	111%	112%	117%	116%	110%	112%
Oxygène	mg/l	2.2	1.8	1.6	1.7	1.7	1.6	1.6
Phosphate soluble	mg/l			0.03				
NO3 soluble	mg NO3/l			2.15				
MES totale	mg/l	5120	4060	5040	5440			
MVES totale	mg/l	4200	3320	4280	4340			
Volume décantable	ml/l	910	950	940	950	950	950	950
FILTRE À SABLE								
MES eaux de lavage	mg/l							
"by-pass"	h/d	NON	NON	NON	NON	NON	NON	NON

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2011

Mois: JANVIER

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS	LUNDI	MARDI	MERCREDI	JEUDI	VENDREDI	SAMEDI	DIMANCHE
Date		10	11	12	13	14	15	16
REJET FINAL (EFFLUENT)								
PH	unité PH							
MES totale	mg/l	3	7	1	2			
MVES totale	mg/l	3	7	1	2			
DBO ₅ totale	mg/l		7		7			
DCO totale	mg/l	30		29	21			
NO ₃ soluble	mg NO ₃ /l			9.05				
Phosphate soluble	mg PO ₄ /l	0.08	0.09	0.18	0.14			
NH ₄ soluble	mg/l			2.40				
ÉPAISSISSEUR								
Débit (quantité vidangé)	m ³ /d	119	158	119	18	134	82	115
Minuterie	auto/man	auto	auto	auto	auto	auto	auto	auto
Siccité MES	%	2.0		1.5%				
Siccité MVES	%	1.8		1.1%				
FILTRE À BANDE								
MVT siccité								
Siccité MES	%	15.2		16.6%				
Siccité MVES	%	11.7		9.0%				
Volume évacué	m ³ /d	10.5m ³	10.5m ³			10.5m ³		
GÉNÉRAL								
Température extérieure	°C	-12°C	-14°C	-10°C	-7°C	-16°C	-21°C	-20°C
Opérateur	Initiales	Michel	marc	marc	christel	marc	MICHEL	MICHEL

Notes d'opérations

10-11. Pompes centre decanteur Sani-fossez

Casser glace centre decanteur +

Pelle mécanique pour enlever les blocs de glace.

10-11. Affluent Ech. instantané
échantillonneur b.c.h.

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2011

Mois: JANVIER

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS	LUNDI	MARDI	MERCREDI	JEUDI	VENDREDI	SAMEDI	DIMANCHE
Date		17	18	19	20	21	22	23
REJET FINAL (EFFLUENT)								
PH	unité PH	7.1	7.0	6.9	7.0			
MES totale	mg/l	5.8	3.2	2.4	2.6			
MVES totale	mg/l	5.8	3.2	2.4	2.6			
DBO ₅ totale	mg/l				7			
DCO totale	mg/l	20	30	14	17			
NO ₃ soluble	mg NO ₃ /l		5.95					
Phosphate soluble	mg PO ₄ /l	0.28	0.34	0.34	0.33			
NH ₄ soluble	mg/l		5.5					
ÉPAISSISSEUR								
Débit (quantité vidangé)	m ³ /d	156	162	168	227	137	61	255
Minuterie	auto/man	AUTO	AUTO	AUTO	AUTO	AUTO	AUTO	AUTO
Siccité MES	%	2.6%	2.6%	2.2%	2.3%			
Siccité MVES	%	1.6%	2.3%	2.0%	2.0%			
FILTRE À BANDE								
MVT siccité								
Siccité MES	%	15.4%	16.7%	16%	12.7%			
Siccité MVES	%	11.5%	11.7%	10.5%	12.8%			
Volume évacué	m ³ /d		10.5 ^{m3}	10.5 ^{m3}		10.5 ^{m3}		
GÉNÉRAL								
Température extérieur	°C	-23°C	-15°C	-7°C	-17°C	-13°C	-20°C	25°C
Opérateur	Initiales	Michel	MICHEL	MICHEL	MICHEL	MICHEL	MARTIN	MARTIN

Notes d'opérations

This image shows a single sheet of white paper with horizontal blue or grey ruling lines. The lines are evenly spaced and run across the width of the page. There is no handwriting or printed text on the paper. A small dark speck is visible near the top left corner.

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2011

Mois: JANVIER

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS	LUNDI	MARDI	MERCREDI	JEUDI	VENDREDI	SAMEDI	DIMANCHE
Date		24	25	26	27	28	29	30
AFFLUENT								
Débit	m³/d	7721	8422	8442	8580	8570	8797	8867
Précipitation	mm/d							
NH4 solubles	mg/l				7.3			
DBO5 totale	mg/l							
DCO totale	mg/l	199	146	166				
Phosphates solubles	mg PO4/l	0.67	0.70	0.75	0.73			
NO3 soluble	mg NO3/l				3.5			
MES totale	mg/l	84	98	129	106			
MVES totale	mg/l	78	93	121	98			
BOUES ACTIVÉES								
Soufflantes	no	-3-	-3-	-3-	-3-	-6-	-6-	-6-
Pompes	no	21-23-4	21-23-4	21-23-4	21-23-4	21-23-4	21-23-4	21-23-4
Nettoyage a rebours	oui/non	NON	NON	NON	NON	NON	NON	NON
BASSIN 2								
Phosphates solubles	mg po4/l				0.57			
LIQUEUR MIXTE								
Oxygène	mg/l	4.6	4.8	5.0	4.7	4.4	4.2	3.8
% poly-p totale	mg PO4/l				0.46			
Phosphates solubles	mg PO4/l				0.02			
MES totale	mg/l	1720	2100	1880	2040			
MVES totale	mg/l	1530	1790	1640	1780			
Volume décantable	ml/l	640	780	680	690	700	670	750
Indice vol des boues	ml/g	372	371	361	338			
DÉCANTEUR SECONDAIRE								
Niveau des boues	pieds	2.2	1 1/2	1.0	1.0			
MES totale	mg/l							
BOUES RECIRCULÉES								
Vanne télescopique	no	05-01-02		04-01-02		07-01-02		
Pompes	no	14-16-17	14-16-17	14-16-17	14-16-17	15-16-17	15-16-17	15-16-17
Débit	m3/d	8703	9154	9191	9302	9312	9374	9176
Taux de recirculation	%	113%	109%	109%	108%	109%	107%	103%
Oxygène	mg/l	1.4	1.8	2.0	1.7	1.8	1.2	1.2
Phosphate soluble	mg/l				0.04			
NO3 soluble	mg NO3/l				0.90			
MES totale	mg/l	3840	3880	3820	3860			
MVES totale	mg/l	3240	3260	3240	3280			
Volume décantable	ml/l	900	940	950	950	900	930	940
FILTRE À SABLE								
MES eaux de lavage	mg/l							
by-pass	h/d	NON	NON	NON	NON	NON	NON	NON

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2011

Mois: JANVIER

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS	LUNDI	MARDI	MERCREDI	JEUDI	VENDREDI	SAMEDI	DIMANCHE
Date		24	25	26	27	28	29	30
REJET FINAL (EFFLUENT)								
PH	unité PH	7,0	7,1	7,0				
MES totale	mg/l	3	4	3	6			
MVES totale	mg/l	3	4	3	6			
DBO ₅ totale	mg/l							
DCO totale	mg/l	24	33	43				
NO ₃ soluble	mg NO ₃ /l				4,4			
Phosphate soluble	mg PO ₄ /l	0,32	0,38	0,34	0,26			
NH ₄ soluble	mg/l				4,6			
ÉPAISSISSEUR								
Débit (quantité vidangé)	m ³ /d	200	100	124	104	7		100
Minuterie	auto/man	AUTO	AUTO	AUTO	AUTO	auto	—	AUTO
Siccité MES	%	2,2%	2,6%	2,7	1,1			
Siccité MVES	%	1,9%	1,7%	0,9	1,1			
FILTRE À BANDE								
MVT siccité								
Siccité MES	%	14,1%	16,2%	16,5	15,8			
Siccité MVES	%	11,9%	9,2%	13,8	11,7			
Volume évacué	m ³ /d		10,5m ³		10,5m ³			
GÉNÉRAL								
Température extérieur	°C	-29°C	-19°C	-14°C	-14°C	-10°C	-12°C	-12°C
Opérateur	Initiales	MARTIN	MARTIN	MARTIN	CHATEL	MARTIN	MICHEL	MICHEL

Notes d'opérations

This image shows a single sheet of white paper with horizontal blue or grey ruling lines. The lines are evenly spaced and run across the width of the page. There is no handwriting or printed text on the paper. A small dark smudge is visible near the top center.

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2011

Mois: JANVIER

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS	LUNDI	MARDI	MERCREDI	JEUDI	VENDREDI	SAMEDI	DIMANCHE
Date		31						
AFFLUENT								
Débit	m³/d	833						
Précipitation	mm/d							
NH4 solubles	mg/l							
DBO5 totale	mg/l							
DCO totale	mg/l	206						
Phosphates solubles	mg PO4/l	0.83						
NO3 soluble	mg NO3/l							
MES totale	mg/l	130						
MVES totale	mg/l	126						
BOUES ACTIVÉES								
Soufflantes	no	1-6						
Pompes	no	21-23-4						
Nettoyage a rebours	oui/non	NON						
BASSIN 2								
Phosphates solubles	mg po4/l							
LIQUEUR MIXTE								
Oxygène	mg/l	3.7						
% poly-p totale	mg PO4/l							
Phosphates solubles	mg PO4/l							
MES totale	mg/l	2730						
MVES totale	mg/l	2370						
Volume décantable	ml/l	790						
Indice vol des boues	ml/g							
DÉCANTEUR SECONDAIRE								
Niveau des boues	pieds	1 3/4 1 3/4						
MES totale	mg/l							
BOUES RECIRCULÉES								
Vanne télescopique	no	14-01-02						
Pompes	no	15-16-17						
Débit	m3/d	9519						
Taux de recirculation	%	114%						
Oxygène	mg/l	1.2						
Phosphate soluble	mg/l							
NO3 soluble	mg NO3/l							
MES totale	mg/l	4927						
MVES totale	mg/l	4134						
Volume décantable	ml/l	940						
FILTRE À SABLE								
MES eaux de lavage	mg/l							
"by-pass"	h/d	NON						

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2011

Mols: TRAVIER

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS	LUNDI	MARDI	MERCREDI	JEUDI	VENDREDI	SAMEDI	DIMANCHE
Date		31						
REJET FINAL (EFFLUENT)								
PH	unité PH	6.9						
MES totale	mg/l	1						
MVES totale	mg/l							
DBO ₅ totale	mg/l							
DCO totale	mg/l	20						
NO ₃ soluble	mg NO ₃ /l							
Phosphate soluble	mg PO ₄ /l	0.37						
NH ₄ soluble	mg/l							
ÉPAISSISSEUR								
Débit (quantité vidangé)	m ³ /d	125						
Minuterie	auto/man	auto						
Siccité MES	%							
Siccité MVES	%							
FILTRE À BANDE								
MVT siccité								
Siccité MES	%							
Siccité MVES	%							
Volume évacué	m ³ /d							
GÉNÉRAL								
Température extérieure	°C	-23°C						
Opérateur	Initiales	Michel						

Notes d'opérations

This image shows a single sheet of white paper with horizontal blue or grey ruling lines. The lines are evenly spaced and run across the width of the page. There is no handwriting or printed text on the paper. A small dark smudge is visible near the top left corner.

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2011

Mois: février

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS	LUNDI	MARDI	MERCREDI	JEUDI	VENDREDI	SAMEDI	DIMANCHE
Date			01	02	03	04	05	06
AFFLUENT								
Débit	m³/d		8272	8165	7932	8056	8518	8297
Précipitation	mm/d							
NH4 solubles	mg/l		9.5					
DBO5 totale	mg/l				52			
DCO totale	mg/l		284	268				
Phosphates solubles	mg PO ₄ /l		0.76	0.78	0.69			
NO3 soluble	mg NO ₃ /l		3.25					
MES totale	mg/l		165	177	132			
MVES totale	mg/l		156	119	127			
BOUES ACTIVÉES								
Soufflantes	no		-6-	-6-	-6-	-8-	-8-	-5-8
Pompes	no		21-2-3-4	21-2-3-4	21-2-3-4	21-2-3-4	21-2-3-4	21-2-3-4
Nettoyage a rebours	oui/non		NON	NON	NON	NON	NON	NON
BASSIN 2								
Phosphates solubles	mg po ₄ /l		0.57					
LIQUEUR MIXTE								
Oxygène	mg/l		4.0	4.1	4.0	3.9	3.8	4.4
% poly-p totale	mg PO ₄ /l		0.28%					
Phosphates solubles	mg PO ₄ /l		0.03					
MES totale	mg/l		2650	2670	2590			
MVES totale	mg/l		2240	2260	2210			
Volume décantable	ml/l		650	700	670	620	710	680
Indice vol des boues	ml/g		245	262	259			
DÉCANTEUR SECONDAIRE								
Niveau des boues	pieds			13/4 13/4	1 1/2 1 1/2			
MES totale	mg/l							
BOUES RECIRCULÉES								
Vanne télescopique	no			VF - 01				
Pompes	no		15-16-17	15-16-17	15-16-17	14-16-17	14-16-17	14-16-17
Débit	m³/d		9492	9587	9068	8137	8583	8126
Taux de recirculation	%		115%	117%	114%	101%	101%	98%
Oxygène	mg/l		1.2	1.4	1.2	1.0	0.8	1.8
Phosphate soluble	mg/l		0.04					
NO3 soluble	mg NO ₃ /l		1.75					
MES totale	mg/l		4950	4917	4917			
MVES totale	mg/l		4100	4269	4056			
Volume décantable	ml/l		940	930	930	940	940	920
FILTRE À SABLE								
MES eaux de lavage	mg/l							
'by-pass'	h/d		NON	NON	NON	NON	NON	NON

SUIVI ANALYTIQUE GÉNÉRAL DE LA STATION D'ÉPURATION DE SAINTE-AGATHE-DES-MONTS

Année: 2011

Mois: février

Page 1 de 2

PARAMÈTRES	UNITÉS	LUNDI	MARDI	MERCREDI	JEUDI	VENDREDI	SAMEDI	DIMANCHE
Date		01	02	03	04	05	06	
REJET FINAL (EFFLUENT)								
PH	unité PH	6.9	7.0	6.9				
MES totale	mg/l	4.8	7	2.6				
MVES totale	mg/l	4.8	6.8	2.6				
DBO ₅ totale	mg/l			7				
DCO totale	mg/l	12	30					
NO ₃ soluble	mg NO ₃ /l	8.95						
Phosphate soluble	mg PO ₄ /l	0.34	0.38	0.33				
NH ₄ soluble	mg/l	4.05						
ÉPAISSISSEUR								
Débit (quantité vidangé)	m³/d	143	150	124	106	8	182	
Minuterie	auto/man	Auto	AUTO	Auto	Auto	AUTO	AUTO	
Siccité MES	%	1.8%	1.8%	2.2%				
Siccité MVES	%	1.7%	1.6%	1.5%				
FILTRE À BANDE								
MVT siccité								
Siccité MES	%	16.4%	17.3%	15.8%				
Siccité MVES	%	11.5%	12%	10.8%				
Volume évacué	m³/d	10.5m³			10.5m³			
GÉNÉRAL								
Température extérieur	°C	-17°C	-13°C	-22°C	-8°C	-3°C	-1°C	
Opérateur	Initiales	MICHEL	MICHEL	MICHEL	Miche	marlin	marlin	

Notes d'opérations

This image shows a single sheet of white paper with horizontal blue or grey ruling lines. The lines are evenly spaced and run across the width of the page. There is no handwriting or printed text on the paper.

Annexe 2 - Calcul du TRB à partir des données d'opération de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts

Date	<u>Calcul des boues purgées suivant la déshydratation</u>						
	$V_{\text{boue déshydraté évacué}} (m^3)$	Siccité Boues évacuées (%)	f_s	f_{VOL}	d_B	MST (mg/L)	Boues évacuées base sèche (kg)
20-déc-10	10,5	16,4	0,164	0,69	1,031	169 160	1776
21-déc-10							
22-déc-10	10,5	13,2	0,132	0,67	1,027	135 543	1423
23-déc-10	10,5	14,1	0,141	0,64	1,031	145 429	1527
24-déc-10							
25-déc-10							
26-déc-10							
27-déc-10							
28-déc-10							
29-déc-10	10,5	14,9	0,149	0,64	1,033	153 955	1617
30-déc-10							
31-déc-10							
01-janv-11							
02-janv-11							
03-janv-11	10,5	16,6	0,166	0,65	1,036	171 996	1806
04-janv-11	10,5	17	0,17	0,75	1,026	174 448	1832
05-janv-11							
06-janv-11							
07-janv-11							
08-janv-11							
09-janv-11							
10-janv-11	10,5	15,5	0,155	0,76	1,023	158 539	1665
11-janv-11	10,5	15,2	0,152	0,54	1,044	158 656	1666
12-janv-11							
13-janv-11							
14-janv-11	10,5	16,6	0,166	0,54	1,048	173 971	1827
15-janv-11							
16-janv-11							
17-janv-11							
18-janv-11	10,5	16,1	0,161	0,72	1,028	165 476	1737
19-janv-11	10,5	16	0,16	0,66	1,034	165 399	1737
20-janv-11							
21-janv-11	10,5	17,7	0,177	0,72	1,031	182 425	1915
22-janv-11							
23-janv-11							
24-janv-11							
25-janv-11	10,5	15,2	0,152	0,69	1,029	156 422	1642
26-janv-11							
27-janv-11	10,5	16,2	0,162	0,79	1,021	165 376	1736
28-janv-11							
29-janv-11							
30-janv-11							
31-janv-11							
01-févr-11	10,5	16,4	0,164	0,70	1,030	168 989	1774

<u>20 Décembre 2010 au 1 Février 2011</u>					
Purge moyenne de solides (kg/d)		Masse moyenne de solides dans le système			
Purge de solides désh.	Purge par l'effluent	Réacteur (kg)	Facteur de correction décanteur	Décanteur r (kg)	Conduite recirculation (kg)
584	64,5	5790	0,88	1126	21,3
TRB = Masse moyenne dans le syst. / Purge moyenne de solides					
TRB moyen	10,7	d			

TRB = Masse moyenne dans le syst. / Purge moyenne de solides

TRB moyen 10,7 d

ANNEXE 3

Données relatives à l'évaluation du F_A et du b_H des boues de la STEP

Évaluation du X_h et du b_H - Test #1

Date:	01-févr-11					
STEP	Sainte-Agathe-des-Monts					

$$VSS_t = VSS_{21} + f_A \cdot VSS_0 \cdot (1 - f) \cdot e^{-b \cdot t}$$

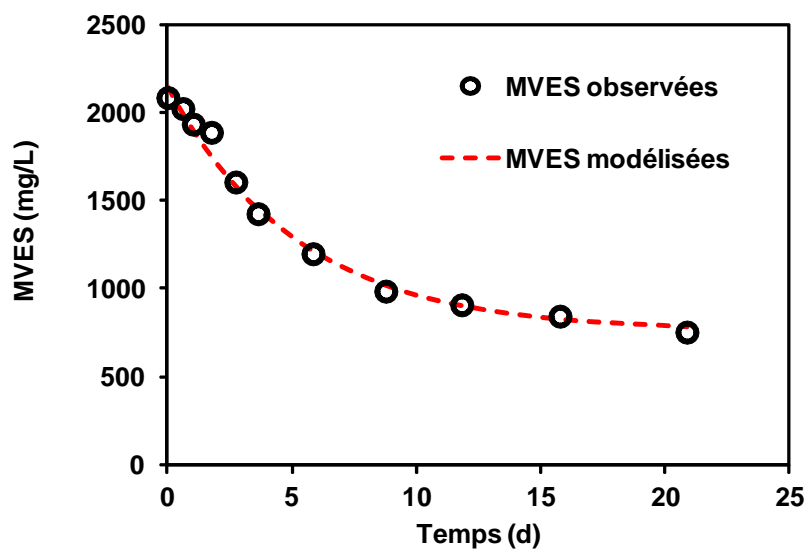
Temps (h)	Temps (d)	MVES observées	MVES modélisées	$\Delta MVES$	$\Delta MVES^2$ pondéré	Facteur Pondération
0	0,0	2085	2142	-56,82	3229	1
15	0,6	2023	1991	32,23	1039	1
25	1,0	1934	1896	37,71	1422	1
42	1,8	1888	1748	140,02	0	0
66	2,7	1606	1579	27,35	748	1
87	3,6	1426	1449	-23,13	535	1
140	5,8	1199	1210	-11,19	125	1
210	8,8	986	1015	-29,03	843	1
284	11,8	909	900	9,16	84	1
378	15,8	844	823	21,32	454	1
501	20,9	754	780	-25,95	673	1
					9152	

Paramètres variables

b_T **0,191**
 b_{20} 0,191
 f_A **0,832**
 $T(^{\circ}C)$ **20**

Paramètres fixes

$b_{Arrhenius}$ 1,029
 f 0,20



Évaluation du X_h et du b_H - Test #2

Date:	01-févr-11					
STEP	Sainte-Agathe-des-Monts					

$$VSS_t = VSS_{21} + f_A \cdot VSS_0 \cdot (1 - f) \cdot e^{-b \cdot t}$$

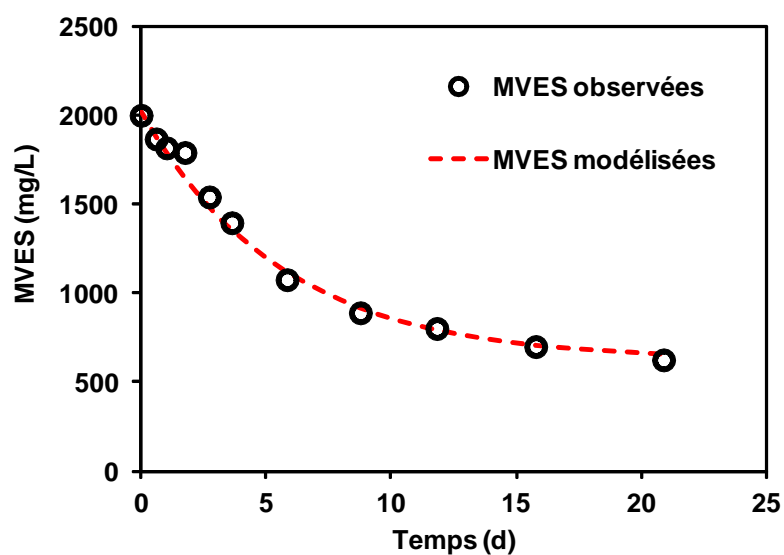
Temps (h)	Temps (d)	MVES observées	MVES modélisées	$\Delta MVES$	$\Delta MVES^2$ pondéré	Facteur Pondération
0	0,0	2002	2031	-29,31	859	1
15	0,6	1869	1888	-18,84	355	1
25	1,0	1819	1798	21,46	461	1
42	1,8	1793	1655	138,22	0	0
66	2,7	1543	1490	52,92	2801	1
87	3,6	1398	1363	35,38	1252	1
140	5,8	1078	1123	-45,12	2036	1
210	8,8	892	921	-29,33	860	1
284	11,8	804	798	6,23	39	1
378	15,8	702	711	-9,45	89	1
501	20,9	627	661	-33,98	1154	1
					9906	

Paramètres variables

b_T **0,178**
 b_{20} 0,178
 f_A **0,877**
 $T (^{\circ}C)$ **20**

Paramètres fixes

$b_{Arrhenius}$ 1,029
 f 0,20



Évaluation du X_h et du b_H - Test #3

Date:	09-mars-11				
STEP	Sainte-Agathe-des-Monts				

$$VSS_t = VSS_{21} + f_A \cdot VSS_0 \cdot (1 - f) \cdot e^{-b \cdot t}$$

Période considérée 21 jours

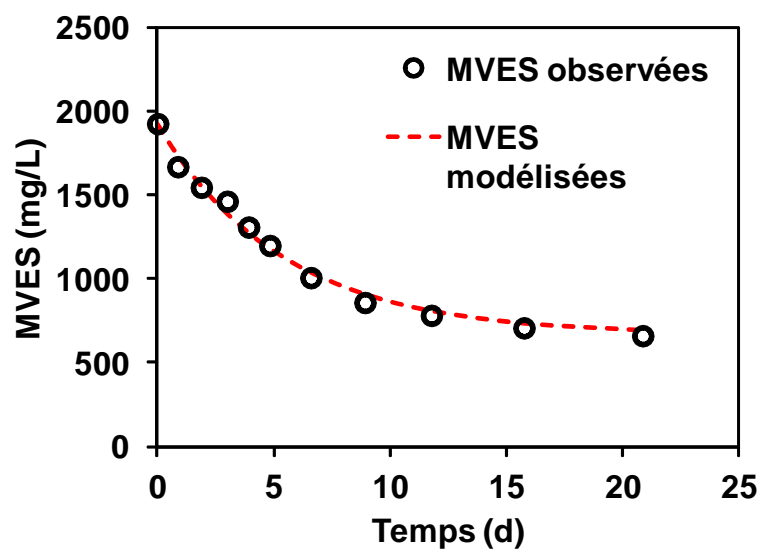
Temps (h)	Temps (d)	MVES observées	MVES modélisées	$\Delta MVES$	$\Delta MVES^2$ pondéré	Facteur Pondération
0	0,0	1928	1920	7,73	60	1
21	0,9	1671	1735	-63,98	4093	1
45	1,9	1548	1553	-4,67	22	1
72	3,0	1465	1387	77,69	6036	1
94	3,9	1311	1275	36,38	1324	1
116	4,8	1201	1179	21,54	464	1
158	6,6	1009	1036	-27,24	742	1
214	8,9	861	906	-45,15	2038	1
282	11,8	784	807	-22,61	511	1
378	15,7	710	732	-21,92	481	1
500	20,8	663	690	-26,88	722	1
					16492	

Paramètres variables

b_T	0,184
b_{20}	0,184
f_A	0,815
$T(^{\circ}C)$	20

Paramètres fixes

$b_{Arrhenius}$	1,029
f	0,20



Évaluation du X_h et du b_H - Test #3

Date:	09-mars-11					
STEP	Sainte-Agathe-des-Monts					

$$VSS_t = VSS_{21} + f_A \cdot VSS_0 \cdot (1 - f) \cdot e^{-b \cdot t}$$

Période considérée 61 jours

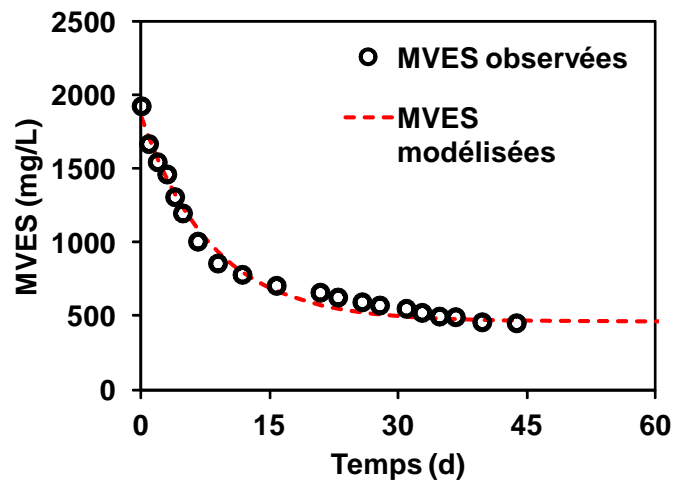
Temps (h)	Temps (d)	MVES observées	MVES modélisées	$\Delta MVES$	$\Delta MVES^2$ pondéré	Facteur Pondération
4	0,0	1928	1844	84,29	7105	1
25	0,9	1671	1707	-36,18	1309	1
49	1,9	1548	1565	-16,56	274	1
76	3,0	1465	1426	38,88	1512	1
98	3,9	1311	1325	-14,39	207	1
120	4,8	1201	1235	-34,18	1168	1
162	6,6	1009	1088	-78,52	6165	1
218	8,9	861	935	-73,93	5465	1
286	11,8	784	797	-13,41	180	1
382	15,7	710	670	40,26	1621	1
504	20,8	663	574	88,62	7854	1
554	22,9	630	550	80,33	6453	1
622	25,7	598	524	73,67	5427	1
671	27,8	576	511	65,31	4266	1
745	30,9	554	496	58,45	3417	1
789	32,7	526	489	37,10	1376	1
838	34,7	501	483	17,93	322	1
883	36,6	497	479	18,19	331	1
957	39,7	462	474	-11,58	134	1
1054	43,7	456	469	-13,15	173	1
1486	61,7	465	463	2,18	5	1
					54451	

Paramètres variables

b_T 0,120
 b_{20} 0,120
 f_A 0,896
 $T(^{\circ}C)$ 20

Paramètres fixes

$b_{Arrhenius}$ 1,029
 f 0,20



ANNEXE 4

Données caractéristiques des contenants de boues d'alimentation

Boues d'alimentation stabilisée des MDU

Liste de suivi

Projet de maîtrise de C. Graham

Provenance des échantillon: LM de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts

Date d'échantillonnage: 1 Février 2011 à 12h00

Conditionnement: Aérée/digérée 8,5 jours avant congélation

[MES]_{z0}: 1277 mg/L **i_{VT}:** 0,72 **[MES]_{z40}:** 1230 mg/L **i_{VT}:** 0,73

[MVES]_{z0}: 914 mg/L **[MVES]_{z40}:** 892 mg/L

# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation	# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation
1	341,7	433,5	312,3		26	336,4	421,6	303,8	
2	332,8	421,0	302,3		27	344,3	431,5	310,9	
3	336,4	425,6	305,6		28	336,8	422,1	304,1	
4	340,6	430,9	309,4		29	338,2	423,9	305,4	
5	342,8	433,7	311,4		30	342,8	429,6	309,5	
6	333,7	422,2	303,2		31	336	417,2	301,6	
7	335,8	424,8	305,1		32	355,5	441,4	319,1	
8	335,1	423,9	304,4		33	342,5	425,3	307,4	
9	336,7	426,0	305,9		34	350,4	435,1	314,5	
10	338,1	427,7	307,2		35	336,8	418,2	302,3	
11	335,2	420,1	302,7		36	336,2	417,4	301,7	
12	333,2	417,6	300,9		37	334,5	415,3	300,2	
13	339,5	425,5	306,6		38	336,3	417,6	301,8	
14	335,7	420,7	303,1		39	339,3	421,3	304,5	
15	337,7	423,3	304,9		40	338,1	415,9	301,6	
16	336,4	421,6	303,8		41	350,3	434,4	315,4	
17	346,2	433,9	312,6		42	340,1	421,7	306,3	
18	336,7	422,0	304,0		43	341,1	423,0	307,2	
19	337	422,4	304,3		44	335,6	416,2	302,2	
20	336,3	421,5	303,7		45	337,3	418,3	303,7	
21	335,6	420,6	303,0		46	336	416,7	302,6	
22	345,5	433,0	312,0		47	339,6	421,1	305,8	
23	338,2	423,9	305,4		48	337,8	418,9	304,2	
24	335,6	420,6	303,0		49	339,9	421,5	306,1	
25	336,8	422,1	304,1		50	338,5	419,8	304,8	

Boues d'alimentation stabilisée des MDU

Liste de suivi

Projet de maîtrise de C. Graham

Provenance des échantillon: LM de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts

Date d'échantillonnage: 1 Février 2011 à 12h00

Conditionnement: Aérée/digérée 8,5 jours avant congélation

[MES]_{z80}: 1270 mg/L **i_{VT}:** 0,73

[MVES]_{z80}: 926 mg/L

# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation	# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation
51	335,1	418,9	304,6		76	335,1	422,2	307,5	
52	338,5	423,1	307,7		77	350,8	442,0	321,9	
53	343,1	428,9	311,9		78	336,8	424,4	309,0	
54	335,8	419,8	305,2		79	332,3	418,7	304,9	
55	334,3	417,9	303,9		80	334,2	424,4	309,5	
56	336,5	420,6	305,9		81	330,6	427,5	303,2	
57	338,7	423,4	307,9		82	333,3	431,0	305,7	
58	335,5	419,4	305,0		83	347,5	449,4	318,7	
59	336,2	420,3	305,6		84	334,2	432,2	306,5	
60	337,5	421,9	306,8		85	332,7	430,2	305,2	
61	336,8	421,0	306,2		86	355,4	459,6	326,0	
62	336,4	420,5	305,8		87	336	434,5	308,2	
63	336,2	420,3	305,6		88	352,2	455,4	323,1	
64	337,2	421,5	306,5		89	333	430,6	305,4	
65	340,4	425,5	309,4		90	330,3	427,1	303,0	
66	338,8	423,5	308,0		91	342,2	442,5	313,9	
67	336,5	420,6	305,9		92	338,6	437,9	310,6	
68	332,9	416,1	302,6		93	334	431,9	306,4	
69	340,1	425,1	309,2		94	337,9	445,2	307,0	
70	335,9	419,9	305,3		95	332,6	438,2	302,2	
71	336,5	424,0	308,7		96	337,4	444,6	306,5	
72	330,5	416,4	303,2		97	334,7	441,0	304,1	
73	334,7	421,7	307,1		98	339,1	446,8	308,1	
74	338,1	426,0	310,2		99	340,1	448,1	309,0	
75	335,9	423,2	308,2		100	335	441,4	304,3	

Boues d'alimentation stabilisée des MDU

Liste de suivi

Projet de maîtrise de C. Graham

Provenance des échantillon: LM de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts

Date d'échantillonnage: 1 Février 2011 à 12h00

Conditionnement: Aérée/digérée 8,5 jours avant congélation

[MES]_{z132}: 1371 mg/L i_{VT}: 0,65

[MVES]_{z132}: 891 mg/L

# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation	# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation
101	340,5	448,6	309,3		126	335,7	451,0	302,0	
102	337,8	445,1	306,9		127	333	447,4	299,6	
103	331,6	436,9	301,3		128	338,8	455,2	304,8	
104	351,4	463,0	319,2		129	n/a	#VALEUR!	#VALEUR!	
105	330	434,8	299,8		130	332	446,0	298,7	
106	347,9	458,4	316,1		131	335,9	451,3	302,2	
107	339,2	446,9	308,2		132	334,3	458,3	297,9	
108	338,4	445,9	307,4		133	331,7	452,3	296,6	
109	334,3	440,5	303,7		134	337,6	460,3	301,9	
110	339,6	447,5	308,5		135	337,2	459,8	301,5	
111	332,8	438,5	302,3		136	331,7	452,3	296,6	
112	331,7	437,0	301,3		137	336,4	458,7	300,8	
113	333,9	439,9	303,3		138	330,2	450,2	295,3	
114	331,2	436,4	300,9		139	366,8	500,2	328,0	
115	338,2	445,6	307,3		140	332,2	453,0	297,1	
116	335,2	441,7	304,5		141	331	451,3	296,0	
117	339,1	446,8	308,1		142	336,5	458,8	300,9	
118	334	440,1	303,4		143	335,1	456,9	299,7	
119	335,4	441,9	304,7		144	328,4	447,8	293,7	
120	338,9	455,3	304,9		145	330,3	450,4	295,4	
121	336,6	452,2	302,9		146	335,4	457,3	299,9	
122	334,7	449,7	301,1		147	334	455,4	298,7	
123	333,4	447,9	300,0		148	334,2	455,7	298,9	
124	337,8	453,8	303,9		149	358,2	488,4	320,3	
125	342,5	460,2	308,2		150	334,2	453,3	299,9	

Boues d'alimentation stabilisée des MDU

Liste de suivi

Projet de maîtrise de C. Graham

Provenance des échantillon: LM de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts

Date d'échantillonnage: 1 Février 2011 à 12h00

Conditionnement: Aérée/digérée 8,5 jours avant congélation

# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation	# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation
151	331,7	449,9	297,7		176	334,3	453,4	300,0	
152	333,2	451,9	299,0		177	329,4	446,7	295,6	
153	332,9	451,5	298,8		178	336,1	455,8	301,6	
154	333,2	451,9	299,0		179	339	459,8	304,3	
155	344,1	466,7	308,8		180	336,5	456,4	302,0	
156	336,9	456,9	302,4		181	333,1	451,8	299,0	
157	338,5	459,1	303,8		182	330,9	448,8	297,0	
158	330,8	448,6	296,9		183	342,7	464,8	307,6	
159	337,6	457,9	303,0		184	331,7	447,5	298,8	
160	344,1	466,7	308,8		185	331,1	446,7	298,2	
161	343,7	466,1	308,5		186	335,5	452,6	302,2	
162	334,1	453,1	299,9		187	332,8	449,0	299,8	
163	340,4	461,7	305,5		188	335,2	452,2	301,9	
164	338	458,4	303,4		189	333,3	449,6	300,2	
165	330,4	448,1	296,5		190	333,8	450,3	300,7	
166	339,5	460,4	304,7		191	331,5	447,2	298,6	
167	334,4	453,5	300,1		192	329	443,8	296,3	
168	338	458,4	303,4		193	335,4	452,5	302,1	
169	333,4	452,2	299,2		194	335,6	452,7	302,3	
170	332,9	451,5	298,8		195	341	460,0	307,2	
171	329,8	447,3	296,0		196	337,3	455,0	303,8	
172	339,4	460,3	304,6		197	334,4	451,1	301,2	
173	333	451,6	298,9		198	333,4	449,8	300,3	
174	336,3	456,1	301,8		199	334,2	450,9	301,0	
175	341,5	463,2	306,5		200	340,5	457,0	307,8	

Boues d'alimentation stabilisée des MDU

Liste de suivi

Projet de maîtrise de C. Graham

Provenance des échantillon: LM de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts

Date d'échantillonnage: 1 Février 2011 à 12h00

Conditionnement: Aérée/digérée 8,5 jours avant congélation

[MES]_{z200}: 1342 mg/L **i_{VT}:** 0,67

[MVES]_{z200}: 904 mg/L

# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation	# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation
201	329,3	438,7	294,7		226	334	441,8	295,9	
202	331,4	441,5	296,6		227	330,8	437,5	293,1	
203	338,6	451,1	303,0		228	334,9	442,9	296,7	
204	340,4	453,5	304,7		229	334,5	442,4	296,4	
205	335,2	446,6	300,0		230	337,1	445,9	298,7	
206	342,3	456,1	306,4		231	336,1	444,5	297,8	
207	338,4	450,9	302,9		232	337,5	446,4	299,0	
208	326,6	435,1	292,3		233	330	436,5	292,4	
209	330,6	440,5	295,9		234	331,3	438,2	293,5	
210	335,1	446,5	299,9		235	336,3	444,8	298,0	
211	335	446,3	299,8		236	337,3	446,1	298,8	
212	330,9	440,9	296,2		237	335,6	443,9	297,3	
213	333,1	440,6	295,1		238	341,5	448,3	299,5	
214	336	444,4	297,7		239	338,2	444,0	296,6	
215	344,6	455,8	305,3		240	335,5	440,5	294,2	
216	333,5	441,1	295,5		241	334,3	438,9	293,2	
217	334,7	442,7	296,5		242	336,5	441,8	295,1	
218	326,9	432,4	289,6		243	330,1	433,4	289,5	
219	341,4	451,5	302,5		244	328,9	431,8	288,4	
220	334,3	442,1	296,2		245	328,6	431,4	288,2	
221	328,6	434,6	291,1		246	332,9	437,0	292,0	
222	339,3	448,8	300,6		247	333,5	437,8	292,5	
223	340,1	449,8	301,3		248	335,8	440,8	294,5	
224	331,5	438,4	293,7		249	335,7	440,7	294,4	
225	338,7	448,0	300,1		250	350,2	456,3	304,0	

Boues d'alimentation stabilisée des MDU

Liste de suivi

Projet de maîtrise de C. Graham

Provenance des échantillon: LM de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts

Date d'échantillonnage: 1 Février 2011 à 12h00

Conditionnement: Aérée/digérée 8,5 jours avant congélation

[MES]_{z250}: 1303 mg/L **i_{VT}:** 0,67 **[MES]_{z300a}:** 1285 mg/L **i_{VT}:** 0,69

[MVES]_{z250}: 868 mg/L **[MVES]_{z300a}:** 882 mg/L

# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation	# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation
251	326,9	424,4	284,9		276	338,6	438,1	296,3	
252	335	435,0	292,0		277	332,1	429,7	290,6	
253	335,5	435,6	292,4		278	331,7	429,2	290,2	
254	337,9	438,7	294,5		279	329,8	426,7	288,6	
255	336,9	437,4	293,6		280	328	424,4	287,0	
256	332,1	431,2	289,4		281	344,3	445,5	301,3	
257	334,5	434,3	291,5		282	333,6	431,6	291,9	
258	338	438,9	294,6		283	333,9	432,0	292,2	
259	327,3	425,0	285,2		284	333,4	431,4	291,7	
260	333,2	432,6	290,4		285	336,1	434,9	294,1	
261	335,5	435,6	292,4		286	335	433,4	293,1	
262	332,4	431,6	289,7		287	333,8	431,9	292,1	
263	333,1	431,0	291,5		288	340,8	439,4	299,4	
264	334,3	432,5	292,5		289	337,7	435,4	296,7	
265	337,1	436,2	295,0		290	338,9	437,0	297,7	
266	336,3	435,1	294,3		291	347,3	447,8	305,1	
267	326,8	422,8	286,0		292	337	434,5	296,1	
268	338	437,3	295,8		293	336,3	433,6	295,4	
269	331,8	429,3	290,3		294	330,6	426,3	290,4	
270	333,5	431,5	291,8		295	341	439,7	299,6	
271	332,9	430,7	291,3		296	332,3	428,5	291,9	
272	337	436,0	294,9		297	333,8	430,4	293,2	
273	336,4	435,3	294,4		298	336,4	433,8	295,5	
274	335,9	434,6	293,9		299	343,2	442,5	301,5	
275	331,4	428,8	290,0		300	332,8	429,1	292,4	

Boues d'alimentation stabilisée des MDU

Liste de suivi

Projet de maîtrise de C. Graham

Provenance des échantillon: LM de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts

Date d'échantillonnage: 1 Février 2011 à 12h00

Conditionnement: Aérée/digérée 9,5 jours avant congélation

[MES]_{z300b}: 1143 mg/L **i_{VT}:** 0,72

[MVES]_{z300b}: 823 mg/L

# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation	# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation
301	332,6	378,7	272,9		326	335	379,9	274,0	
302	335,1	381,5	274,9		327	334,7	379,5	273,8	
303	333,2	379,3	273,4		328	336,6	381,7	275,3	
304	335,8	382,3	275,5		329	333,8	378,5	273,0	
305	331,7	377,6	272,2		330	334	378,8	273,2	
306	334,3	380,6	274,3		331	334,6	379,4	273,7	
307	336,9	383,6	276,4		332	332,2	376,7	271,7	
308	331	376,8	271,6		333	341,3	387,0	279,2	
309	334,8	381,2	274,7		334	330,7	375,0	270,5	
310	337,1	383,8	276,6		335	332,9	377,5	272,3	
311	345,9	393,8	283,8		336	332,8	377,4	272,2	
312	344,5	392,2	282,7		337	335,7	380,7	274,6	
313	332,8	377,4	272,2		338	334,8	378,8	273,0	
314	329,7	373,9	269,7		339	334,7	378,7	272,9	
315	335,7	380,7	274,6		340	334,7	378,7	272,9	
316	333,3	378,0	272,6		341	333,8	377,7	272,2	
317	336,2	381,2	275,0		342	336,8	381,1	274,7	
318	334,5	379,3	273,6		343	339,5	384,2	276,9	
319	336,2	381,2	275,0		344	336,8	381,1	274,7	
320	330,5	374,8	270,3		345	330,9	374,4	269,8	
321	333,9	378,6	273,1		346	332,9	376,7	271,5	
322	334,4	379,2	273,5		347	336,4	380,7	274,3	
323	334,4	379,2	273,5		348	333,4	377,3	271,9	
324	333,6	378,3	272,9		349	331,7	375,3	270,5	
325	333,9	378,6	273,1		350	337,4	379,6	274,3	

Boues d'alimentation stabilisée des MDU

Liste de suivi

Projet de maîtrise de C. Graham

Provenance des échantillon: LM de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts

Date d'échantillonnage: 1 Février 2011 à 12h00

Conditionnement: Aérée/digérée 9,5 jours avant congélation

[MES]_{z350}: 1125 mg/L **i_{VT}:** 0,72

[MVES]_{z350}: 813 mg/L

# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation	# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation
351	329,7	370,5	268,5		376	335,5	376,6	273,6	
352	329,5	370,3	268,3		377	339,2	380,7	276,6	
353	333,3	374,5	271,4		378	333,3	374,1	271,8	
354	333	374,2	271,1		379	334,1	375,0	272,5	
355	333	374,2	271,1		380	340	381,6	277,3	
356	333,5	374,8	271,6		381	333,7	374,6	272,1	
357	333,8	375,1	271,8		382	333,5	374,3	272,0	
358	333,6	374,9	271,6		383	334,4	375,4	272,7	
359	336,3	377,9	273,8		384	332,7	373,5	271,3	
360	338,6	380,5	275,7		385	335	376,0	273,2	
361	335,1	376,6	272,9		386	333,9	374,8	272,3	
362	333,2	374,4	271,3		387	332,7	373,5	271,3	
363	333,7	374,6	272,1		388	335,1	375,7	273,7	
364	335,6	376,7	273,7		389	339,3	380,4	277,1	
365	332,6	373,3	271,2		390	332,9	373,3	271,9	
366	334,3	375,2	272,6		391	330,3	370,3	269,8	
367	335,5	376,6	273,6		392	332,4	372,7	271,5	
368	334,6	375,6	272,9		393	329,8	369,8	269,4	
369	336,1	377,3	274,1		394	336,5	377,3	274,8	
370	334,6	375,6	272,9		395	328,3	368,1	268,1	
371	335,5	376,6	273,6		396	335,4	376,1	273,9	
372	331,9	372,6	270,7		397	331,7	371,9	270,9	
373	336,5	377,7	274,4		398	335,5	376,2	274,0	
374	333,5	374,3	272,0		399	332,6	372,9	271,7	
375	335,8	376,9	273,8		400	333,5	373,5	272,8	

Boues d'alimentation stabilisée des MDU

Liste de suivi

Projet de maîtrise de C. Graham

Provenance des échantillon: LM de la STEP de Sainte-Agathe-des-Monts

Date d'échantillonnage: 1 Février 2011 à 12h00

Conditionnement: Aérée/digérée 9,5 jours avant congélation

[MES]_{Z400}: 1120 mg/L **i_{VT}:** 0,73 **[MES]_{Z450}:** 1143 mg/L **i_{VT}:** 0,74

[MVES]_{Z400}: 818 mg/L **[MVES]_{Z450}:** 842 mg/L

# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation	# de Ziploc	Poids Ziploc (g)	Poids MES (mg)	Poids MVES (mg)	Date d'utilisation
401	336,3	378,6	277,1		426	334,3	378,3	277,5	
402	332,5	374,3	274,0		427	331,8	375,4	275,4	
403	333,8	375,8	275,1		428	336,9	381,2	279,6	
404	338,1	380,6	278,6		429	335,3	379,4	278,3	
405	336,1	378,4	276,9		430	337,5	381,9	280,1	
406	338,4	381,0	278,8		431	333	376,8	276,4	
407	336,1	378,4	276,9		432	336,9	381,2	279,6	
408	334,1	376,1	275,3		433	342,3	387,3	284,1	
409	335,3	377,5	276,3		434	334,8	378,8	277,9	
410	335,1	377,3	276,1		435	334,4	378,4	277,6	
411	326,8	367,9	269,3		436	333,4	377,3	276,7	
412	335,6	377,8	276,5		437	335,3	379,4	278,3	
413	334,3	378,3	277,5		438	329,9	375,2	275,8	
414	338,5	383,0	281,0		439	334,5	380,4	279,6	
415	336,1	380,3	279,0		440	333,2	378,9	278,6	
416	338	382,5	280,5		441	339,7	386,3	284,0	
417	333,3	377,1	276,6		442	336,5	382,7	281,3	
418	334,8	378,8	277,9		443	336,7	382,9	281,5	
419	332,6	376,4	276,1		444	334,6	380,5	279,7	
420	333,1	376,9	276,5		445	337,8	384,2	282,4	
421	333,9	377,8	277,1		446	332,9	378,6	278,3	
422	332,7	376,5	276,1		447	333,3	379,1	278,6	
423	337,2	381,6	279,9		448	337,2	383,5	281,9	
424	330,7	374,2	274,5		449	331,9	377,5	277,5	
425	335,1	379,2	278,1		450	333,5	381,2	280,8	

ANNEXE 5

Suivi analytique du MDU#1, du MDU#2 et de leur filtrat

Suivi de la qualité des boues digérée en condition d'aération continue - MDU#1

Nature de l'essai:	Digestion aérobie - MDU #1
Objectif:	Suivi du MDU #1
Démarrage de l'essai:	14-févr-11
Heure de prélèvement:	n/a

Arrêt prévu le: 2 septembre 2011
Arrêt effectif: 13 septembre 2011

$V_{\text{utile MDU \#1}}$: 16,9 L

TRB Approx. (d)*	Date analyse	$V_{\text{prélevé}}$ pour analyse (ml)	$M_{\text{MES prélevé}}$ pour analyse (mg)	$M_{\text{MVES prélevé}}$ pour analyse (mg)	$M_{\text{MES ajouté}}$ depuis démarrage (mg)	$M_{\text{MVES ajouté}}$ depuis démarrage (mg)	$C_{\text{MES nette ajoutée}}$ depuis démarrage (mg/L)	$C_{\text{MVES nette ajoutée}}$ depuis démarrage (mg/L)	DCO (mg/L)				OUR _{200C} (mg O ₂ /L/h)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)
									Total	C+F _{1,2}	C+F _{0,45}	C+F _{0,08}			
0	14 févr. 2011	0	0	0	0	0	0	0	1522	253	219	-	1,76	1218	834
30	16 mars 2011	32	49	30	13112	9496	776	562						1544	936
43	29 mars 2011	169	286	173	18250	13179	1077	778	1704	54,7	49,9	48,2	1,48	1694	1024
57	12 avr. 2011	34	70	40	24305	17500	1418	1024					1,53	2096	1200
71	26 avr. 2011	133	276	157	30598	21730	1787	1271	2065	49,0	40,0	38,0	1,41	2077	1181
85	10 mai 2011	32	75	40	36947	25944	2146	1511					1,52	2331	1259
99	24 mai 2011	138	341	187	43267	30148	2515	1758	2124	48,0	45,7	62,7	1,35	2468	1356
113	7 juin 2011	182	501	278	49550	34334	2867	1994	2644	50,0	47,5	42,0	1,48	2754	1525
127	21 juin 2011	144	420	223	55682	38465	3200	2222	2333	52,0	46,7	40,5	1,46	2914	1551
141	5 juil. 2011	32	100	54	61911	42678	3544	2459				41,3	1,43	3132	1687
155	19 juil. 2011	225	740	381	67863	46774	3890	2698	2658	37,3	37,0	42,3	1,23	3295	1697
169	2 août 2011	34	119	62	73405	50687	4174	2907					1,24	3509	1822
183	16 août 2011	251	902	476	78878	54576	4491	3133	2898	40,3	39,5	38,7	1,32	3595	1897
197	30 août 2011	35	132	69	84173	58399	4751	3331				38,7	1,24	3778	1975
211	13 sept. 2011	-	-	-	89439	62229	5055	3554	3293	34,3	33,0	33,0	1,14	3929	2008

Note: Les résultats sont les valeurs moyennes des analyses réalisées en duplicata ou triplicata

* Temps de rétention des boues sans considération des boues prélevées pour analyses.

Suivi de la qualité des boues digérée en condition d'aération continue - MDU#1

Nature de l'essai:	Digestion aérobie - MDU #1
Objectif:	Suivi du MDU #1
Démarrage de l'essai:	14-févr-11
Heure de prélèvement:	n/a

arrêt prévu 2 septembre 2011

Arrêt effect 13 septembre 2011

V_{utile MDU #1} : 16,9 L

TRB Approx. (d)*	Date analyse	NTK (mg N/L)		NH ₄ (mg N /L)	NO _x (mg N /L)	NO ₂ (mg N /L)	P _t (mg P /L)		o-PO ₄ (mg P /L)	Alcalinité (mg CaCO ₃ /L)	Ratios			
		Total	C+F _{1,2}				Total	C+F _{1,2}			X _{DCO/MVES}	X _{N/MVES}	X _{P/MVES}	i _{VT}
0	14 févr. 2011	127,8	42,3	36,8	>26		58,4	18,0	17,4		1,52	0,103	0,0484	0,685
30	16 mars 2011													0,606
43	29 mars 2011	73,4	0,0	<0,05	114	<0,05	73,8	19,5	19,3		1,61	0,072	0,0530	0,604
57	12 avr. 2011													0,573
71	26 avr. 2011	100,2	0,0	<0,05	145	<0,05	95,4	21,6	20,8	75,7	1,71	0,085	0,0625	0,569
85	10 mai 2011									138,1				0,540
99	24 mai 2011	109,5	1,8	<0,05	142	<0,05	100,1	21,3	18,2	105,9	1,53	0,079	0,0581	0,549
113	7 juin 2011			<0,05	139,0	0,03			n/a	110,0	1,70			0,554
127	21 juin 2011	108,8	6,5	<0,05	126,0	0,02	113,6	19,2	16,7	129,6	1,47	0,066	0,0609	0,532
141	5 juil. 2011									120,2				0,539
155	19 juil. 2011	128,6	0,0	<0,05	129,0	0,03	132,2	19,6	20,3	52,4	1,54	0,076	0,0664	0,515
169	2 août 2011									149,8				0,519
183	16 août 2011	121,8	0,0	<0,05	139,0	0,02	145,3	19,2	18,3	130,2	1,51	0,064	0,0665	0,528
197	30 août 2011									119,5				0,523
211	13 sept. 2011	147,6	0,0	<0,05	148,0	0,0	164,5	18,7	18,3		1,62	0,074	0,0726	0,511

Note: Les résultats sont les valeurs moyennes des analyses réalisées en duplicata ou triplicata

* Temps de rétention des boues sans considération des boues prélevées pour analyses.

Suivi de la qualité des boues digérée en condition de fermentation alternée - MDU#2

Nature de l'essai:	Digestion en fermentation alternée - MDU #2
Objectif:	Suivi du MDU #2
Démarrage de l'essai:	07-mars-11
Heure de prélèvement:	n/a

Arrêt prévu le: 23 septembre 2011
Arrêt effectif: 13 septembre 2011

$V_{\text{utile MDU \#2}}$: 17,4 L

TRB Approx. (d)*	Date analyse	$V_{\text{prélevé}} \text{ pour analyse (ml)}$	$M_{\text{MES prélevé}} \text{ pour analyse (mg)}$	$M_{\text{MVES prélevé}} \text{ pour analyse (mg)}$	$M_{\text{MES ajouté}} \text{ depuis démarrage (mg)}$	$M_{\text{MVES ajouté}} \text{ depuis démarrage (mg)}$	$C_{\text{MES nette ajoutée}} \text{ depuis démarrage (mg/L)}$	$C_{\text{MVES nette ajoutée}} \text{ depuis démarrage (mg/L)}$	DCO (mg/L)				MES (mg/L)	MVES (mg/L)
									Total	C+F _{1,2}	C+F _{0,45}	C+F _{0,08}		
0	7 mars 2011	0	0	0	0	0	0	0	1358	276	255	-	1162	794
22	29 mars 2011	140	256	163	8924	6412	513	369	1858	183	151	79,6	1830	1164
36	12 avr. 2011	37	79	49	14989	10733	847	607					2100	1317
50	26 avr. 2011	131	287	182	21179	14954	1198	847	2333	149	138	68,7	2193	1391
64	10 mai 2011	32	75	46	27400	19123	1539	1076					2347	1442
78	24 mai 2011	133	332	207	33643	23282	1893	1313	2587	151	126	59,7	2496	1559
92	7 juin 2011	160	436	272	39873	27446	2232	1540	2676	138,7	106,7	69,7	2727	1698
106	21 juin 2011	136	420	253	46003	31565	2560	1761	2710	120,0	105,7	61,0	3086	1861
120	5 juil. 2011	32	106	64	52218	35765	2893	1988				54,7	3307	2011
134	19 juil. 2011	220	753	441	58113	39858	3225	2220	3138	109,3	97,0	92,7	3423	2003
148	2 août 2011	32	121	72	63683	43813	3502	2422					3782	2252
162	16 août 2011	293	1047	636	69102	47682	3807	2640	3322	122,0	102,0	50,3	3574	2172
176	30 août 2011	37	153	88	74376	51503	4050	2823				68,3	4138	2376
190	13 sept. 2011	-	-	-	79646	55355	4344	3039	3768	96,0	93,7	56,3	4078	2301

Note: Les résultats sont les valeurs moyennes des analyses réalisées en duplicata ou triplicata

* Nb de jours écoulés depuis l'échantillonnage (Jour 0 = journée de l'échantillonnage)

Suivi de la qualité des boues digérée en condition de fermentation alternée - MDU#2

Nature de l'essai:	Digestion en fermentation alternée - MD
Objectif:	Suivi du MDU #2
Démarrage de l'essai:	07-mars-11
Heure de prélèvement:	n/a

Arrêt prévu le: 23 septembre 2011

Arrêt effectif: 13 septembre 2011

 $V_{\text{utile MDU \#2}}$: 17,4 L

TRB Approx. (d)*	Date analyse	NTK (mg N/L)		NH_4 (mg N /L)	NO_x (mg N /L)	NO_2 (mg N /L)	P_t (mg P /L)		o- PO_4 (mg P /L)	Alcalinité (mg $CaCO_3$ /L)	Ratios			
		Total	C+F _{1,2}				Total	C+F _{1,2}			$X_{DCO/MVES}$	$X_{N/MVES}$	$X_{P/MVES}$	i_{VT}
0	7 mars 2011	126	49,1	37,3	54,9	0,55	52,1	18,6	1,01	36,6	1,36	0,097	0,0422	0,683
22	29 mars 2011	137,7	64,1	55,8	0,0	0,0	66,6	17,5	16,8		1,44	0,063	0,0422	0,636
36	12 avr. 2011													0,627
50	26 avr. 2011	164,0	65,4	54,4	0,20	0,12	79,8	18,1	17,3	340	1,57	0,071	0,0444	0,634
64	10 mai 2011									310				0,614
78	24 mai 2011	155,4	60,9	45,9	0,51	0,51	96,7	17,1	16,3	262	1,56	0,061	0,0511	0,625
92	7 juin 2011			20,0	7,2	4,0			16,5	216	1,49			0,623
106	21 juin 2011	131,3	14,3	0,9	1,4	0,5	110,1	15,9	15,5	144,6	1,39	0,063	0,0506	0,603
120	5 juil. 2011									133,8				0,608
134	19 juil. 2011	145,9	15,1	11,1	0,0	0,03	127,9	16,1	16,2	133,7	1,51	0,065	0,0558	0,585
148	2 août 2011									183,9				0,595
162	16 août 2011	161,9	41,50	30,5	1,4	0,11	144,1	17,1	15,6	200,7	1,47	0,06	0,0585	0,608
176	30 août 2011									164,0				0,574
190	13 sept. 2011	180,7	25,5	17,9	4,5	1,2	162,3	17,3	16,3	n/a	1,60	0,07	0,0630	0,564

Note: Les résultats sont les valeurs moyennes des analyses réalisées en duplicata ou triplicata

* Nb de jours écoulés depuis l'échantillonnage (Jour 0 = journée de l'échantillonnage)

Suivi de la qualité du filtrat du MDU#1 et MDU#2

Nature de l'essai:	Analyse du filtrat des MDU #1 et MDU #2	Démarrage MDU #1:	14-févr
Objectif:	Suivi de l'effluent du MDU (utilisé pour le nettoyage du MDU)	Démarrage MDU #2:	07-mars
Démarrage du suivi:	30-mars-11		
Heure de prélèvement:	Les mardi entre 8h00 et 10h00 AM		

* Attention: Toutes les analyses sont effectuées sur le filtrat des MDUs, soit pour une filtration à 0,08 um.

Date analyse	Filtrat de lavage du MDU #1						Filtrat de lavage du MDU #2					
	Jour *	DCO 0,08um (mg/L)	NH ₄ (mg N /L)	NO _x (mg N /L)	NO ₂ (mg N /L)	o-PO ₄ (mg P /L)	Jour *	DCO 0,08um (mg/L)	NH ₄ (mg N /L)	NO _x (mg N /L)	NO ₂ (mg N /L)	o-PO ₄ (mg P /L)
30 mars 2011	44	38,0	<0,05	89,1	1,28	17,3	23	86	47,0	18,3	10,2	16,8
12 avr. 2011	57	38,7	<0,05	104,0	0,1	19,0	36	74,0	53,5	5,5	3,5	17,5
26 avr. 2011	71	38,0	<0,05	45,8	0,1	18,3	50	68,7	44,6	0,2	0,2	16,4
10 mai 2011	85	48,0	<0,05	108,0	<0,05	19,3	64	79,7	56,1	59,8	0,2	16,3
24 mai 2011	99	62,7	0,2	138,0	0,3	18,1	78	59,7	39,5	0,8	0,8	15,6
7 juin 2011	113	42,0	<0,05	121,0	0,0	20,3	92	69,7	21,4	5,9	3,2	17,3
21 juin 2011	127	40,5	<0,05	126,0	0,0	16,9	106	61,0	1,2	0,4	0,04	15,6
5 juil. 2011	141	41,3	<0,05	125,0	0,2	17,2	120	54,7	2,1	0,1	0,02	15,7
19 juil. 2011	155	42,3	<0,05	126,0	0,1	20,4	134	92,7	8,4	0,2	0,0	16,3
2 août 2011	169	42,7	n/a	n/a	n/a	n/a	148	64,3	19,7	<0,05	n/a	16,5
16 août 2011	183	38,7	1,4	141,0	1,4	18,4	162	50,3	31,1	0,1	0,0	16,5
30 août 2011	197	38,7	<0,05	141,0	0,1	18,6	176	68,3	23,7	0,9	0,21	16,0
13 sept. 2011	211	33,0	0,08	144,0	0,07	18,4	190	56,3	18,0	3,3	0,9	16,7

Note: Les résultats sont les valeurs moyennes des analyses réalisées en duplicata ou triplicata

* Nb de jours écoulés depuis le démarrage du MDU